

KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS TERÜLETFEJLESZTÉSI MINISZTERIUM
MTA TALAJTANI ÉS AGROKÉMIAI KUTATÓ INTÉZETE

KÖRNYEZET- ÉS TERMÉSZETVÉDELMI KUTATÁSOK

**A TALAJ-NÖVÉNY-ÁLLAT-EMBER TÁPLÁLÉKLÁNC
SZENNYEZŐDÉSE KÉMIAI ELEMekkel MAGYARORSZÁGON**

Írta
Dr. KÁDÁR IMRE

A sorozatot szerkeszti:
Ligetiné Nechay Erzsébet
Dr. Bartalos Tivadar

Budapest, 1995.

Prof. Dr. Kádár Imre:

A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon

Szakmai lektorok:

**Dr. Sarkadi János, c. egyetemi tanár
Dr. Balla Alajosné, tud. kandidátusa**

Technikai szerkesztő:

Dr. Pintér Nándorné

Kiadja:

**Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium
MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete**

**KÁDÁR IMRE, 1995.
Minden jog fenntartva**

Felsőfokú oktatási intézetekben ajánlott tantárgyi kézikönyv

Megjelent 1000 példányban. Önköltségi ár: 3.500 Ft

ISBN 963 04 5362 2

**Hozott anyagból sokszorosítva. GATE "Fleischmann Rudolf" Mezőgazdasági
Kutatóintézet Nyomdaüzeme, Kompolt. Felelős vezető: Papp Gábor**

A táblázatokban használatos mértékegységek és rövidítések

Vizsgált anyagok	Gyakrabban használt SI mértékegységek	Ekvivalens egységek, hagyományos mutatók
Levegő, gázok, Aeroszolok	$\mu\text{g}/\text{m}^3$ ng/m^3 , pg/m^3	$2 \mu\text{g}/\text{m}^3 \simeq 1 \text{ ppb}$
Talajok, Növények, Szilárd anyagok	mg/g $\mu\text{g}/\text{g}$ ng/g	$\text{mg}/\text{g} = \text{‰}$ $\mu\text{g}/\text{g} = \text{mg}/\text{kg} = \text{ppm}$ $\text{ng}/\text{g} = \mu\text{g}/\text{kg} = \text{ppb}$
Víz, szennyvíz, Folyadékok	mg/l $\mu\text{g}/\text{l}$	$\text{mg}/\text{l} = \mu\text{g}/\text{ml} = \text{ppm}$ $\mu\text{g}/\text{l} = \text{ng}/\text{ml} = \text{ppb}$
Vér Vizelet	$\mu\text{g}/\text{dl}$ $\mu\text{g}/\text{l}$	$\mu\text{g}/\text{l} = \text{mg}/\text{m}^3$
Rövidítések: m = méter l = liter k = kilo = 10^3	m = milli = 10^{-3} μ = mikro = 10^{-6} n = nano = 10^{-9} p = piko = 10^{-12}	% = század rész ‰ = ezred rész ppm = milliommód rész ppb = milliárd rész

Tartalomjegyzék

1. Előszó	7
2. Általános megközelítés	9
2.1. A környezetszennyezés forrásai és következményei.....	9
2.2. A toxicitás problémája és a határkoncentrációk becslése	17
2.3. A környezetszennyezés történelmi megítélése.	19
2.4. A környezetvédelem kialakulása, előzményei	26
2.5. A műtrágyázással okozott környezetszennyezés általános megítélése Magyarországon	29
3. A nitrogénforgalom és a nitrátkérdés	36
4. A foszfor és a kálium forgalma, valamint a környezetterhelés	52
5. A környezetszennyezést okozó elemek, toxikus nehézfémek	54
6. A svéd mezőgazdaság megítélése környezetvédelmi szempontból	65
7. Az alternatív (fenntartó, biológiai) és a kemizált mezőgazdaság megítélése környezetvédelmi szempontból	72
7.1. Szemlélet az alternatív és a kemizált mezőgazdaságról.....	72
7.2. Az alternatív gazdálkodás általános megítélése	75
7.3. A gazdálkodás energiamérlegeinek megítélése	79
7.4. Talajtermékenység megőrzése a fenntartó gazdálkodásban.....	81
8. A közelmúlt gazdálkodásának hatása talajaink szennyezésére és összevetése Nyugat-Európával (Kádár Imre és Szabó Lajos)	86
9. Szakmai intézkedések, kutatási prioritások (Kádár I. és Szabó L)	90
10. A település, ipar és a közlekedés légszennyező hatása és a talajterhelés	96
10.1. Hazai vizsgálatok értékelése (Budapest térsége, utak)	104
10.2. Saját vizsgálatok összefoglalása (Budapest, M7 út stb.)	116
11. Környezetszennyező elemek élettani hatása	143
11.1. Az ólom	148
11.2. A kadmium.....	152
11.3. A higany.....	154
11.4. Ásványi elemek hiányával és túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek	160
12. A talaj-növény-állat tápláléklánc kísérletes vizsgálata	169
12.1. A szennyező elemekkel kapcsolatos kutatások specifikuma	170

12.2. A környezeti kutatások feladatai Magyarországon	171
12.3. A termőhely és a szabadföldi kísérlet ismertetése.....	174
13. A kukorica kísérlet eredményei 1991-ben	179
13.1. A 4-6 leveles állomány vizsgálata	179
13.2. A gyomosodás és a gyomösszetétel alakulása (Kádár Imre és Radics László).....	185
13.3. A levelek összetétele címerhányáskor	190
13.4. A szem- és szártermések vizsgálata betakarításkor	190
13.5. Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára	203
13.6. A csapvizés gyors lemosás hatása a levelekre	207
13.7. A talajvizsgálatok eredményei.....	209
13.8. A talajbiológiai vizsgálatok eredményei (Gulyás Ferenc és Kádár Imre).....	211
14. A sárgarépa kísérlet eredményei 1992-ben	216
14.1. A lombtermés vizsgálata gyökérképződés kezdetén	219
14.2. A gyomosodás és a gyomösszetétel alakulása (Kádár Imre és Radics László).....	224
14.3. A sárgarépa gyökér- és lombtermések vizsgálata betakarításkor	227
14.4. Kezelések hatása a gyökér minőségére (Kádár Imre, Daood G. Hussein és Biacs Péter).....	234
14.5. A sárgarépa termésével felvett elemek mennyisége.....	236
15. A burgonya kísérlet eredményei 1993-ban.....	240
15.1. A lombtermés összetételének vizsgálata virágzás elején és végén	244
15.2. A gumótermés vizsgálata betakarításkor.....	250
15.3. A talajvizsgálatok eredményei.....	254
15.4. A talajbani Cr formáinak vizsgálata és jelentősége	257
15.5. A szomszédos parcellák szennyeződése.....	266
16. A borsó kísérlet eredményei 1994-ben	270
16.1. Kezelések hatása a zöld- és szárazborsó termésére	273
16.2. Kezelések hatása a levelek összetételére virágzás elején	279
16.3. Kezelések hatása a zöldborsó szem összetételére	285
16.4. Kezelések hatása a zöldborsó szem minőségére (Daood Husszein és Kádár Imre).....	287
16.5. Kezelések hatása aratáskor a melléktermés összetételére	290
16.6. Kezelések hatása a gyökérszimbiota mikroorganizmusokra (Köves-Péchy Krisztina, Kádár Imre, Vörös Ibolya és Bíró Borbála)	292
16.7. Összefoglalás. A fitotoxicitás megítélése (1991-1994)	296

17. Talajaink és növényeink összetétele nemzetközi összehasonlításban.....	298
17.1. A vizsgálatok előzményei	298
17.2. A búza és kukorica talajok átlagos összetétele néhány országban	301
17.3. A termőhelyek %-os megoszlása összetételük és ellátottságuk szerint	305
17.4. A vizsgált növények összetétele	313
17.5. A magyar termőhelyek minősítése. Összefoglalás	316
18. Takarmányozási kísérletek eredményei (Kádár Imre és Fekete Sándor)	321
18.1. Alumínium-terhelési kísérlet brojlercsirkékkel 1990-ben	321
18.2. Cd-terhelési kísérlet brojlercsirkékkel 1991-ben	331
18.3. A Cd hatása egyes sejtvonalak életképességére	345
18.4. Cd terhelési kísérlet tojó fürjvel 1992-ben (Bokori József, Fekete Sándor és Kádár Imre)	346
18.5. Sárgarépa etetési kísérlet nyulakkal 1992-ben	352
18.6. Burgonya etetési kísérlet nyulakkal 1993-ban	360
18.7. Hosszú tartamú Cd-terhelési kísérlet kakasokkal, 1994	363
18.8. Az állatetetési kísérlet tanulságai. Összefoglalás	370
19. Összefoglalás.....	372
20. Felhasznált irodalom	374
Angol nyelvű tartalomjegyzék	385
Beszerezhető kiadványok	388

1. E l ő s z ó

Jelen kiadvány célja, hogy tudományos igényű áttekintést nyújtson a környezetszennyező elemek forgalmáról, összefoglalja az e téren összegyűlt hazai és nemzetközi eredményeket közérthető formában. A tanulmány vizsgálja a szennyezések forrásait, az egyes elemek felhalmozódását a levegőben, vízben, talajban, növényben, tehát az ember környezetében. Hazánk környezeti állapotának bemutatásán túl ismerteti az ásványi elemek hiánya vagy túlsúlya által okozott betegségeket és tüneteket, utalva ezzel a lakosság potenciális vagy aktuális veszélyeztetettségére.

Megemlítjük, hogy olyan toxikus elemek mint az ólom, kadmium, arzén, higany stb. dúsulása a környezetszennyezés legveszélyesebb formáját jelentik, amely alapvető egészségügyi, gazdasági és ökológiai jelentőséggel bír. A daganatos, légúti és érrendszeri betegségek ill. halálokok ugrásszerű növekedése hazánkban szorosan összefügg a környezeti káros elemterheléssel. Az említett mikroelemek felezési ideje a talajban rendkívül hosszú, akkumulációjuk a tápláléklánc, ill. az élő szervezetek visszafordíthatatlan károsodásához vezethet.

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézetében folyó kutatások évente sok millió forint kiadást jelentettek, melyek egy részét a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium biztosította. A kísérletek és vizsgálatok költséges infrastruktúrát, szabadföldi és laboratóriumi háttérrel, szakképzett személyzetet igényelnek. A környezetvédelmi kutatások nem tekintenek hosszú múltra vissza, tulajdonképpen a vizsgálatok kezdeteinél tartunk. Másrészt azonban már is olyan alapvető ismeretekkel rendelkezünk, melyek megalapozhatják a szükséges védekezési beavatkozásokat, megfelelőbb egészségügyi határértékek és szabványok állapíthatók meg, ill. környezetkímélőbb technológiák terjeszthetők el. Megfogalmazhatók a fontosabb tennivalók, hatósági feladatok és kutatási prioritások is.

A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium mellett a Magyar Tudományos Akadémia, az Országos Műszaki Fejlesztési Bizottság és a Földművelésügyi Minisztérium szintén támogatta munkánkat. A kiadványba beépültek a "Növény táplálás hatása a termés

fokozására és a betegség-rezisztenciára" című OTKA téma sokéves művelése során nyert adataink. Az említett intézmények segítségéért ezúton is köszönetet mondunk.

A tápláléklánc teljesebb bemutatása érdekében a levegő-talaj-növény-állat-ember viszonylatokat is érinteni kellett. A szerző és közvetlen munkatársai elsősorban a talajok és növények elemforgalma terén rendelkeznek kutatási tapasztalattal. Egyéb témákat illetően támaszkodtunk ezért a hazai légkörfizikai, talajtani, talajbiológiai, növénytudományi, élelmiszerkémiái, állatorvosi stb. munkákra, ill. e tudományterületek jeles képviselőivel együtt dolgoztunk. Ahol lehetőség nyílt rá igyekeztünk rámutatni más országok és földrészek problémáira, ezzel is jelezve a környezetszennyezés egyetemességét és fontosságát az egész emberiség élete és jövője szempontjából.

A Földet jelenlegi ismereteink szerint mintegy 90 stabil elem építi fel, melyek az élőlények szervezetében is megtalálhatók. Egy részük fontos élettani funkcióval (mintegy 20 esszenciális elem), más részük az emberi tevékenység miatt halmozódhat fel a környezetben károsodást okozva. Hazánk környezeti állapota és a hazai lakosság potenciális veszélyeztetettsége csak konkrét hazai kutatások nyomán ismerhető meg. Az eltérő természeti, éghajlati, vízrajzi, talajtani, gazdálkodási körülmények között nyert eredmények ugyanis más feltételek között érvényüket veszítik ill. félrevezetők.

A könyv orientálhatja a hazai kutatást, oktatást és szaktanács-adást. Célja informálni az érdeklődők széles táborát, hiszen a téma mindenkit "érint". Nyelve ezért egyszerű, lehetőség szerint kerül a szakzsargon. Végül külön is köszönet illeti a lektorokat, dr. Pintér Nándorné technikai szerkesztőt, Koncz József laborvezetőt, aki a sok-ezer minta elemzését végezte, dr. Lakatos Máriát, aki a sok százezer adatot statisztikailag értékelte, dr. Hepp Ferencet, aki szíves volt a kéziratot átnézni és javítani, valamint a kísérleti telepek és együttműködő laboratóriumok dolgozóit áldozatkész munkájukért. Reméljük fáradozásuk nem volt hiábavaló.

Budapest, 1995. május

A kiadók

2. Általános megközelítés

2.1 A környezetszennyezés forrásai és következményei

Az emberiséget egyre inkább aggasztja környezetének, a levegőnek, víznek, talajnak, valamint az élő szervezeteknek elszennyeződése. Civilizációnk nem kis mértékben a kémiai elemek (növényi tápelemek, fémek) felhasználásán alapul. A növekvő népességgel párhuzamosan olyan gazdasági rendszert működtetünk, mely a termelés és a fogyasztás fajlagos növelésére ösztönöz. Ebből adódóan a környezet igénybevétele (kizsákmányolása) hatványozottan jelentkezik. Az ásványi nyersanyagok kitermelése és felhasználása a közelmúltig úgy történt, mintha a készletek kimeríthetetlenek lennének a Földön.

A természetes nyersanyagokból termékeket állítunk elő, miközben hulladék és szemét képződik. Amint Vester (1972) megjegyzi, az ember ma már gyakran százszor annyi nyersanyagot alakít át, mint a természetes geológiai események. Adatait az 1. táblázatban mutatjuk be. A fogyasztás is a termékek további átalakítását jelenti szemétté, hulladékká. Hivatkozik a szerző Commoner amerikai ökológus vizsgálatára, mely szerint míg az USA lakossága alig felével növekedett, a környezet szennyezése meghétszereződött a II. világháborút követően. A környezetterhelés 80-85 %-ban arra volt visszavezethető, hogy 1946-tól kezdve új gyártástechnológiákat vezettek be (műanyagok, műtrágyák, növényvédőszer, villamosenergia termelés stb.). A népességnövekedés szerepe másodrendű volt ebben a folyamatban.

A környezetkímélő eljárások helyett elterjedtek azok a technológiák, melyek az ingyen felhasználható levegőt, vizet, talajt, élővilágot terhelik. A költségesebb újrahasznosítás, a zártabb termelési ciklus, a szennyvíztisztítás csökkentette volna versenyképességüket a piacon. Csak az utóbbi évtizedekben tudatosul,

1. táblázat

A bányászat és a természetes geológiai folyamatok (talajvíz + folyók) által elszállított elemek Vester (1972) és Semb (1978) adatai nyomán, 1000 t/év

Elem jele	Emberi tevékenység (bányászat)		Geológiai erők Vester (1972)	Emberi/ geológiai
	Vester (1972)	Semb (1978)		
Fe	319.000	1000.000	25.000	40
N	9.800	20.000	8.500	2
P	6.500	13.000	180	72
Cu	4.460	7.140	75	95
Zn	3.930	5.670	370	15
Pb	2.330	3.410	180	19
Mn	1.600	9.200	440	21
Ni	358	692	300	2
Sn	166	185	1.5	123
Mo	57	71	13	5
Sb	40	66	1.3	51
Ag	7	92	5	18
Hg	7	10	3	3

Vester (1972) a 60-as évek, Semb (1978) a 70-es évek adatait közli.

hogy a környezet is érték, figyelembe veendő a gazdasági számításokban. A környezetkímélő technológiák megdrágítják ugyan az egyes fogyasztási cikkek: "de az élet egésze olcsóbbá válik". A tiszta környezet megőrzése összehasonlíthatatlanul olcsóbb, mint a szennyezett környezet megtisztítása, amennyiben egyáltalán lehetséges, mely a társadalom egészének áldozatvállalását igényli.

A kémiai elemek szétszóródása, körforgalma eddig ugrásszerűen nőtt a környezetben, de várhatóan ez a tendencia megfordul. A becslések szerint ugyanis (Meadows et al. 1972, Vester 1972, Purves 1985) az ismert lelőhelyek néhány évtized múlva kimerülhetnek, ill. mintegy 50 éven belül hiány léphet fel számos fém esetében mint az ezüst, arany, ólom, cink stb. A fémek újrahasznosítása és a környezetvédelem szükségszerűen egygyé válhat a jövőben, a körforgalom zárul majd új technológiák és emberi magatartásformák nyomán.

A természetes elemforgalom geokémiailag behatárolt a Földön, melyhez alkalmazkodott az élővilág. A mozgékonyabb (részben káros) frakciók eltűntek a talajból, a talajoldat és a természetes vizek koncentrációja híg a nemkívánatos elemek tekintetében. Drasztikusan

megváltozhat a helyzet, amikor nagyságrendekkel megnöveljük a talaj felvehető káros elemtartalmát pl. magas fémtartalmú szennyvíziszapokkal. Megváltozik az összetétele, minősége a talajnak, talajéletnek, a rajta termő növénynek és a legelő vagy takarmányevő állatnak.

A szárazföldi állatokhoz hasonlóan döntően az ember is a talajból származó élelemre utalt. Anyagcserénk olyan enzimrendszerre épült, mely az esszenciális elemeket hasznosítja (Fe, Mn, Zn, Cu stb.), míg a káros elemeket kiküszöböli (As, Pb, Hg, Cd, Be stb.). Az életközösségek, növények és állatok lassan változnak. A földi élő rendszerek nem képesek rövid távon alkalmazkodni a drasztikus környezeti átalakuláshoz. A kémiai környezetterhelésre az emberi szervezet sincs evolúciós értelemben felkészülve. Az akkumulálódó elemek stabilak, irreverzibilisen változtathatják meg a környezet és az élőlények összetételét. A városi ember vérében, vizeletében, hajában, szöveteiben az ólom és a kadmium koncentrációja pl. nagyságrendekkel nőhet, részben kiszámíthatatlan következményekkel (Purves 1985, Fergusson 1991).

Amint Purves (1985) felhívja rá a figyelmet, utódainknak talán már nem is lesz lehetősége megszabadulni a szennyezett környezettől. Elvileg ugyan részben lehetséges lenne megtisztítani a levegőt, vizet, talajt a szennyeződésektől. Ez a munka azonban oly sok energiát igényelne, még nagyobb szennyeződést indukálva, hogy a gyakorlatban kivihetetlennek látszik. Minden elem viselkedése, reakciója egyedi, bár vannak általánosítható jelenségek. A fémek többsége nyomelemként van jelen a bioszférában és az élő anyagban. Szétszóródásuk függ a kinyerés módjától, illékonyaságuktól, oldhatóságuktól stb. A toxikus elemek között nemfémek is előfordulnak, mint az As, B, Se.

A földi élet az atmoszféra (légkör), a hidroszféra (vízburok) és a litoszféra (szilárd kéreg) határfelületén alakult ki, melyet bioszférának nevezünk. A bioszféra és alkotóinak elemi összetételéről a 2. táblázat tájékoztat. A földkéregben a Si, Al, Fe, valamint az alkáli földfémek oxidjai meghatározók. A mállással felszabaduló elemek közül a leginkább oldható Cl, Na, Mg mosódik a tengerekbe. A szárazulat ezen elemekben elszegényedik, míg az óceánok feldúsulnak a geokémiai átrendeződés során. A levegő alapvetően a N és O keverékét jelenti, nyomokban található benne pl. a széndioxid. A bioszféra fő elemei a H, C, O, azaz az élő szervezet szénhidrátokban gazdag.

2. táblázat

A földkéregnek, óceán sóinak, levegőnek, ill. a bioszférának elemi összetétele, súly % (Fergusson 1991)

Földkéregben		Tengeri sók		Levegőben		Bioszférában	
Elem	Súly %	Elem	Súly %	Elem	Súly %	Elem	Súly %
O	46.6	Cl	55.1	N	78	H	49.8
Si	27.7	Na	30.6	O	21	C	24.9
Al	8.1	Mg	3.7	Ar	0.9	O	24.9
Fe	5.0	S	2.7	CO ₂	0.03	N	0.27
Ca	3.6	Ca	1.2	Ne	0.002	Ca	0.07
Na	2.8	K	1.1	He	10 ⁻⁴	K	0.04
K	2.6	Br	0.2	Kr	10 ⁻⁴	Mg	0.03
Mg	2.1	C	0.1	Xe, H	10 ⁻⁵	Si, P	0.03

Az emberi tevékenység hatására a bioszféra egésze változik, mert ez a tevékenység planetáris méreteket öltött. A bioszféra alkotóinak (víz, talaj, levegő, növény, állat, ember) szennyeződése bizonyos elemekkel és toxikus fémekkel a kémiai környezetterhelés egyik formája, mely alapvető egészségügyi, gazdasági, ökológiai jelentőséggel bír. A környezetterhelés, elsősorban a levegőszennyezés fő forrásai a közlekedés, a fosszilis tüzelőanyagok mint a szén és az olaj égetése fűtésre (energiatermelés), a metallurgiai ipar, bányászat. A települések fűtése, növekvő szemétermelése, szennyvize és szennyvíziszapja mellett nem elhanyagolható a mezőgazdaság környezetterhelése műtrágyákkal, peszticidekkel, szerves trágyákkal, mezőgazdasági eredetű szennyvizekkel és szennyvíziszapokkal.

A szennyező anyagok, elemek jelentős része közvetlenül a levegőbe kerül gázok, gőzök, füst, korom és por alakjában. A szennyezők az atmoszférában bizonyos időt töltenek (residence time) kémiai természetüknek és a légköri viszonyoknak megfelelően, majd száraz vagy nedves üledék formájában kicsapódnak és a felszínre jutnak. A talajok és a föld feletti növényi részek kémiai összetétele indikátora lehet tehát a szennyezésnek, amennyiben összevetjük a távolabbi nem szennyezett területekével. Az elemek másik része közvetlenül vagy közvetve a vizekbe jut és a lebegő vagy leülepedő kolloidokhoz kötődik, ill. beépül a vízi élőlények testébe. A vizek, vízi élőlények, planktonok, a vízben élő állatok, valamint az üledékek analízise szintén jelezheti a szennyeződés mértékét.

Az élőlények bizonyos csoportjai különösen érzékenyek a környezet elszennyeződésére, visszaszorulásuk vagy kipusztulásuk jelezheti a növekvő terhelést. Lásd a békák eltűnését parti vizeink többségéből. A légszennyeződés kiváló indikátorai pl. a zuzmók. Farkas et al (1985) vizsgálatai szerint Budapest nagy része napjainkban sivatagnak minősül a legtöbb zuzmófaj számára. A szerzők a főváros lég-szennyezettségi

térképét is összeállították a kihelyezett zuzmóminták nehézfém szennyezettsége és kémiai elemzése alapján.

A közeg, mint a víz, talaj, levegő szennyezettsége mérhető közvetlenül is. A mérés azonban gyakran drága, körülményes, valamint nem tükrözi az élővilágra gyakorolt hatást. Pontosabban a környezet és szervezet kölcsönhatását, a táplálékláncba kerülést vagy a felvétel hiányát stb. A bioteszt vagy bioindikátor gyakran egyszerűbb és olcsóbb megoldást jelent, tájékoztatva a környezet minőségének változásáról. A nagyvárosi levegőszennyezés, tehát az immissziós terhelés kimutatására részben azok a növényfajok alkalmasak, melyek jelentős akkumulációs képességgel és rezisztenciával rendelkeznek, mint akkumulációs indikátorok. A bioindikáció elméleti és gyakorlati kérdéseivel a legátfogóbban a hazai irodalomban Kovács Margit és munkatársai foglalkoztak (Kovács et al. 1982, Kovács és Podani 1986, Kovács et al. 1986).

A bioindikátorok lehetővé teszik olyan elemek mozgásának és felhalmozásának nyomon követését, melyek a közegben (víz, levegő, talaj) alig mérhetők, vagy kimutathatatlanok még a jelenkori analitikai technika számára is. Biológiai indikátorok lehetnek a gombák, zuzmók, mohák, cserjék, útszéli gyomfajok, városi sorfák, vízi növények, kultúrnövények stb. Hasonlóképpen a szárazföldi és vízben élő állatok szervei, valamint az ember is. Az élő szervezet rendelkezik azzal a képességgel, hogy a nyomokban jelen levő elemeket koncentrálna testében. Ezzel megváltoztatja környezete összetételét, a fémek és elemek szétszóródásával szemben szelektíve felhalmoz. Ez a funkció tehát nemcsak a környezet összetételét tükröző tesztet jelent, hanem a környezet átalakítását, tisztítását is.

Tóth (1972) vizsgálatai és becslései szerint pl. a Balaton eutrofizálódásában döntő szerepet játszó N és P tekintetében a hínárok 560 kg nitrogént és 70 kg foszfort stabilizáltak 1969-ben a Keszthelyi öbölben. A felhalmozott N és P mennyisége több mint kétszerese volt a tiszta vizű termőhelyről származó mintákhoz viszonyítva. Kovács és Tóth (1979) a balatoni hínárok biogén-elem felhalmozását vizsgálva konstatálták, hogy a hínárfajok a nitrogént tízezerszeres, a foszfort százezerszeres nagyságrendben képesek akkumulálni a víz tápelem-koncentrációjához viszonyítva. A koncentrációs faktor a Na és Mg esetében száz, míg a Fe, Mn, Zn, Cu esszenciális mikroelemeknél ezerszeres volt átlagosan. A fajok közötti eltérések lehetővé tették azok csoportosítását elemakkumulációjuk szerint is, mert az elemfelvétel fajspecifikus, hasonlóan a szárazföldi növényekhez.

A vizi növények tehát jelezhetik a tavakat érő nagyobb tápanyag-terhelést mind előfordulásukkal, mind összetételükkel. Részt vehetnek az állóvizek biológiai tisztításában nagy fitomasszájuk és akkumulációs képességük révén. A tápanyagok azonban csak tárolódnak a növényben. A potenciális terhelés forrásaiként jelen vannak mindaddig, míg a növény el nem pusztul. A burjánzó vizi növényzet összegyűjtése, hasznosítása, komposztálása a ciklus zárását jelenthetné. Tölgyesi (1965) vizsgálataira támaszkodva hangsúlyozta, hogy a halastavak hínármentesítésekor partra húzott nagy tömegű növényzettel tekintélyes mennyiségű ásványi anyagot vonhatunk ki a vizi élettérből, mely tápanyag könnyen felvehető és hasznosítható formában van.

A Balaton vizi növényeinek és vizének mikroelem összetételét vizsgálva Kovács és Tóth (1979) megállapítják, hogy a növények 10 - 1.000.000-szoros koncentrációban képesek felhalmozni bizonyos ritkán előforduló elemeket. A koncentráció a geokémiai környezet függvénye és az Pb, Zn, Cu, As elemeknél a környezetterhelést is jól jellemezte. Salánki et al. (1981) balatoni állatokban vizsgálták a Hg, Cd, Pb, Cu, Fe, Mn, Zn koncentrációját, összehasonlítva a víz koncentrációjával. Az állati szervezetek koncentrációs faktora a vízhez képest nagy különbségeket mutatott elemenként, fajonként és szövetenként 10-100.000-szeres tartományban. A Hg, Cd, Cu, Zn 100-1000-szeres, a Pb és Fe felhalmozás 10.000-szeres, míg a Mn 100.000-szeres koncentrációt jelentett a kagylók kopolyájában.

Az élet első formáinak megjelenését a Földön mintegy 3.5 milliárd évre becsüljük. Az élő és élettelen világ kölcsönhatása azóta létrehozta a bioszférát. Ma már elfogadott, hogy a földkéreg összes elemeit az élőlények is tartalmazzák. Pais (1991) szerint a lehetséges 92 elemből a 6 nemesgázt valamint a nem stabil elemeket kizárva mintegy 76 elem esetén feltételezhető valamilyen élettani funkció. Az esszencialitás Arnon és Stout (1939) által megfogalmazott, ma már klasszikusnak tekinthető szigorú kritériumait nem könnyű teljesíteni a kísérletes bizonyítás során. Mindez azonban nem azt jelenti, jegyzi meg Pais (1991), hogy a ma még nem ismert elemek hasznosságát vagy nélkülözhetetlenségét kategorikusan elutasíthatjuk, hiszen az elmúlt évtizedekben számos újabb elemről derült ki pozitív élettani hatása. A leggyakoribb és legfontosabb elemek átlagos előfordulását a földkéregben, tengervízben, növényben, állatban és emberben a 3. táblázatban tekinthetjük át.

Megállapítható, hogy a szerves világ összetétele lényegesen eltér a földkéreg összetételétől. Így pl. a H 10-50, a N kb. 100, míg a C 1000 koncentrációs faktort jelez az élővilágban, a feldúsulás tehát több nagyságrendű. A legtöbb fém 1 % körüli vagy alatti koncentrációban található a Földön, az élőlényekben ezzel szemben 5-1000-szeres a

hígulás. Kivételt képeznek az esszenciális elemek mint a Cu, Mo, Ni fémek és a B, I, S nemfémek. Itt az akkumuláció érvényesül. Az óceánok vizéhez viszonyítva bizonyos tengeri állatok, kagylók stb. a Fe, Zn, Cr, Cd elemeket tíz- vagy százezerszeres koncentrációban tartalmazhatják a táplálékláncban megnyilvánuló akkumuláció eredményeképpen. Az élő szervezetek bizonyos sejtjei és szövetei is képesek a szelektív elemfelvételre. Az emberi test jódkészletének jelentős részét pl. a pajzsmirigy tárolja.

3. táblázat

A fontosabb kémiai elemek becsült átlagos koncentrációja a földkéregben, tengervízben, növényben, állatban és emberben
Pais (1991) összeállítása nyomán (ppm)

Elem neve	Elem jele	Föld-kéregben	Tenger-vízben	Növény-ben	Állat-ban	Ember-ben
Oxigén	O	466000	857000	410000	400000	624000
Szilícium	Si	277200	3.0	200-5000	100-6000	0.3-0.6
Alumínium	Al	81300	0.01	500	4-100	<0.8
Vas	Fe	50000	0.01	140	160	100
Kalcium	Ca	36300	400	18000	200-85000	19000
Nátrium	Na	28300	10500	1200	4000	800
Kálium	K	25900	380	14000	7400	2000
Magnézium	Mg	20900	1350	3200	1000	300
Titán	Ti	4400	0.001	1	0.2	< 0.02
Hidrogén	H	1400	108000	55000	70000	99000
Foszfor	P	1180	0.07	2300	30000	9000
Mangán	Mn	1000	0.002	120	0.2	0.3
Kén	S	520	885	3400	5000	4000
Szén	C	320	28	454000	465000	211000
Klór	Cl	314	19000	2000	2800	800
Fluor	F	300	1.3	1-40	600	600
Króm	Cr	200	0.00005	0.2	0.07	0.07
Vanádium	V	150	0.002	1.6	0.1	0.2
Cink	Zn	132	0.001	100	0.3	30
Nikkel	Ni	80	0.0054	3	0.8	0.15
Réz	Cu	70	0.003	14	2.4	1.6
Lítium	Li	65	0.18	0.1	0.02	0.02
Nitrogén	N	40	0.5	30000	100000	31000
Kobalt	Co	23	0.00027	0.5	0.03	0.02
Molibdén	Mo	15	0.01	0.9	0.2	0.2
Bór	B	3	4.6	50	0.5	< 1.0
Jód	I	0.3	0.06	0.42	0.4	0.2
Szelén	Se	0.09	0.00009	0.2	1.7	0.2

2.2. A toxicitás problémája és a határkoncentrációk megállapítása

Toxikusnak tekintjük az elemet, amennyiben káros hatást fejt ki a talajra, növényre, állatra, emberre. Számos kémiai elem nélkülözhetetlen vagy legalábbis előnyös élettani hatású, de mérgezővé vagy károssá válik túlsúlya esetén. Az adag vagy a koncentráció és az élő szervezetre gyakorolt hatás összefüggését, tápelem esetén, a már ismert félbevágott ellipszishez hasonló görbe fejezi ki. A nem tápelemek ill. a toxikus elemek esetén ez az összefüggés úgy módosulhat, hogy csak a görbe második, lehajló része jelenik meg a mérgező hatást reprezentálva. Bizonyos értelemben tehát elfogadhatók Aristoteles "a sok megárt", valamint Paracelsus "kicsiben orvosság, nagyban méreg" által megfogalmazott klasszikus alapelvei.

A toxicitás más oldalról is relatív fogalmat takar. A toxicitás fokát a fajlagos, azaz egy elem egységnyi koncentrációjára eső negatív hatásával (terméscsökkenés, megbetegedés stb.) mérhetnénk. A hatás függ azonban a környezetben előforduló más elemek jelenlététől vagy hiányától, az azokkal való kölcsönhatástól. Még a mérgező elem is kifejtethet áldásos hatást, amennyiben más elem toxikus befolyását mérsékli. Így pl. a káros Cd túlsúly Zn adagolással enyhíthető mind a növényben, mind az emberi vagy állati szervezetben. Terápiás célokra használnak olyan mérgező nehézfémeket mint a Hg, Pb, As, Sb, Bi, Se stb.

A mérgező hatás függ az expozíciós időtől is. A rendszeres és tartós hatás alattomosabb és esetleg veszélyesebb lehet, mert nehezebben észrevehető az akkumuláció, a terhelés. A beépülő káros elem krónikus zavarokat, az egyszeri nagy adag akut megbetegedést, a letális dózis pedig pusztulást okozhat. Másként jelentkezik a károsodás a fejlődés egyes stádiumaiban, eltérhet nemenként, fajonként, egyedenként, elemenként. A Hg és Pb különösen veszélyes a gyermekekre, a Cd pedig csontlágylást okozva az idősebb nőkre. (Lásd a Japánban előfordult "Itai-itai" kórt). Az érintett szervek is különböznek. Így pl. a Cd és Hg főként a májban, míg a Pb az agysejtekben és a csontokban raktározódik. A kétszikű növények saját vizsgálataink szerint is gazdagabbak a károsnak minősülő nyomelemekben, mint az egyszikű gabonák. A fogyasztásra kerülő szemben akkumulálódott a Zn, Cu, Co, Cr, Mo nagyobb része (Kádár 1991).

Fontos lehet, hogy az elem milyen formában található. A toxicitás kritériuma, hogy a vegyület könnyen oldható és felvehető legyen. A metil-higany vegyületek erős mérgek, míg a HgS oldhatatlan semleges anyag. Hasonlóképpen a Ba oldható vegyületei mérgezőek, míg szulfát alakban kontrasztanyagként használják a gyomor röntgenvizsgálatánál. Meghatározó lehet az ionos állapot, az oxidációs fok. A Cr(III) vegyületei

nem mérgezők, míg a Cr(VI) erős mérég. Megemlítendő, hogy a Cr(III) vegyületek a talajban oxidálódhatnak és idővel mérgezőkké válhatnak. Hasonló a helyzet az As(III) és As(V) vegyértékű ionokkal, utóbbiak mérgezőek. Humán szempontból lényeges a szervezetbe kerülés, ill. a felvétel módja. Legveszélyesebb az injektlás, ezt követheti az emésztőrendszerbe, tüdőbe kerülés (légszennyező elemek belélegzése stb.). Fontos az emészthetőség, hiszen az élelmiszerekből bizonyos elemek 100 %-ban felszívódhatnak, míg mások döntően kiürülnek a szervezetből káros következmények nélkül (Purves 1985, Adriano 1986, Pais 1991).

Nem elhanyagolható a diszperzitás foka, az eloszlás. A szemcseméret csökkenésével ugrásszerűen nő a fajlagos felület, mely meghatározza a reakcióképességet. Különösen veszélyesek e tekintetben a kolloidális porok, melyek felületén káros elemek koncentrálódhatnak. A levegőbe kerülve tartós szennyezőkké válnak, lassan ülepednek le az atmoszférából, így regionális vagy globális környezetterhelést jelenthetnek. A felületi hatások miatt ezek a kolloidális méretű diszperz rendszerek fotokémiai reakciókra hajlamosak, füstködöt, szmogot képeznek. A folyékony, szilárd és a gáz halmazállapotú szennyezők komplexen, egymás hatását felerősítve súlyos károsodást okozhatnak a nagyvárosok és iparvidékek körzetében. A légkör aeroszol mintáinak dúsulási együtthatója az átlagos talajösszetételhez viszonyítva akár többszázszoros esetleg ezerszeres is lehet a legkárosabb elemek tekintetében.

Összefoglalva megállapítható, hogy a toxicitás problémája rendkívül összetett. A mérgező vagy káros hatás függhet számos tényezőtől mint a koncentráció, ionállapot vagy oxidációs fok, expozíciós idő, vegyület formája, melyben az elem előfordul, a fizikai eloszlás és fajlagos felület, a rendszerben lévő más elemek jelenléte vagy hiánya és azokkal való kölcsönhatása, az élő szervezettel történő érintkezés módja és a bejutás körülményei (felületre, táplálékláncba, közvetlenül vérbe vagy tüdőbe jutás) stb. Mindez azt is jelenti, hogy az esszenciális, valamint a nemkívánatosnak tekintett elemek forgalmát a jövőben egységes metodikával és szemlélettel kell vizsgálnunk, figyelemmel kísérve a táplálékláncban való mozgásukat, feldúsulásukat a bioszféra elemeiben. Különböző okokból de egyformán fontosak számunkra, együtt jelenhetnek meg és kölcsönhatásban vannak. A toxicitás viszonylagossága, függése a környezeti feltételektől egyben a határkoncentrációk megállapításának nehézségeit is feltárja, ill. a toxicitási határértékek relatív jellegét hangsúlyozza.

2.3. A környezetszennyezés történelmi megítélése, az ember és a környezet viszonya

A környezetvédelem fogalma és intézményei újkeletűek, mindössze néhány évtizedes múltra tekintenek vissza. A környezetszennyezés azonban sokak szerint egyidős az emberrel. Az ember természetéből adódik, hogy nem képes békében élni környezetével. Ez két fő tényezőre vezethető vissza, a népesség szinte korlátlan növekedésére (demográfiai terhelés), valamint a környezet egyre tudatosabb igénybevételére, intenzívebb kizsákmányolására. Kísérjük meg áttekinteni az ember és környezete kapcsolatát vázlatosan a történelem folyamán.

Az emberi civilizáció mindössze 10-15 ezer éves és a letelepedéssel, a földműveléssel jön létre. Az ezt megelőző igen hosszú történelem előtti korokban az ember gyűjtögető, vadászó-halászó életmódot folytatott. A bibliai paradicsomból való kiűzetést s letelepedés a földművelésre való áttérés jelenthette. Előtte az ember és a természet viszonyát valamilyen harmónia, egyensúly jellemezte. Szuhai-Havas (1978) említi, hogy a 30-as években az angol James Woodburn Tanganyikában felkereste a kis hadza törzset. Arra volt kíváncsi, hogyan él a XX. században egy körüli néptörzsek, úgy 250 mérfölddel az Egyenlítő alatt egy távoli völgyben. Közöttük élt 3 évig.

Mezítelen és nagyon barátságos vademberek voltak. Eledeleket mindenféle erdei gyökér, vadon termő édesburgonya, bogyók, vadméhek méze, a baobabfa gyümölcse képezte. Ritkábban húst is fogyasztanak, dárdaival ejtik el az antilopot, zsiráfot, zebrát. Tudomásuk van róla, hogy szomszédaik arcuk verítékével túrják a földet. Mi értelme lenne azonban kölest termesztetni? A völgyben minden megvan, reggel 2-3 óra munkával összegyűjthetik táplálékukat, azután övük a világ. Ez a vadászó-gyűjtögető csoport bőségben él, amit egy angol orvosokból álló expedíció is megerősít: "...a hadza gyermekek Kelet-Afrika legjobban táplált kicsinyei".

Az első számú konklúzió az, jegyzi meg a szerző, hogy a legősibb életforma szinte ideális, ha ideális a környezet. Ha nem, akkor persze nem. Gondoljunk a kegyetlen Kalahári sivatag vadászaira, vagy az eszkimókra. Egyszóval a Homo sapiens egyedei úgy ötmillió éven át boldogan élhettek, akár a hadzák. Mi készítette az embert, hogy áttérjen a helyben űzhető gyűjtögetésre (földművelés), ill. a helyben űzhető vadászatra, melyet állattenyésztésnek nevezünk?

Az újkőkori forradalom hátterében a demográfiai robbanás állhatott, melyet a természeti folyamatok is erősítettek. A természetes szaporulat igen csekély volt korábban, egy ezrelék körüli évente. A mai növekedés 10-20 ezerszer gyorsabb ütemű, 3-4 hét alatt nőhet annyival a lakosság

száma, mint korábban egy évezred leforgása alatt. A szerző fel is állít egy hipotetikus képletet. Felteszi, hogy ötmillió évvel ezelőtt mindössze 25 000 emberős élt a Földön, nagy részük talán éppen Kelet-Afrikában. Ha a természetes szaporodás valóban egy ezrelék körüli volt csupán, akkor a Föld lakossága i.e. 10 000 táján érhetette el a 10 millió főt. Ez az érték hihetőnek látszik és általánosan elfogadott a kézikönyvekben.

A 10 millió ember néhány százezer csoportban élhetett ekkor, szétszórva az öt kontinenesen. Statisztikai szempontból nézve átlagosan több mint 14 km² jutott egy főre. Ez nagyon szép vadászmező, ha az egész földfelszínt tekintjük. Az ideális vadászterület ennek egy része (erdős-ligetes térsége, a folyók, tavak és a tengerpart övezetei), hiszen a sivatagokat, magas hegységeket, sarkvidéket stb. nem vehetjük számításba. A szűkebb édenkert 2-3 km²/fő lehetett i.e. 10 000 körül. Ismeretes, hogy ekkor húzódnak vissza az utolsó jégkori gleccserek, megnő az óceánok szintje, vízzel borítva el a mélyebben fekvő termékeny parti vadászmezőket. Megszületik a mai Szahara a régi Zöld-Szahara helyett. Két folyamat találkozik tehát drámai következményekkel. A Föld 1/5-e a sós víz alá kerül, ez Afrika méretű terület. Amit nem lep el a víz, az is kietlenebbé válik, a füves pusztaság részben elsivatagosodik.

Az élettér beszűkül, a gyűjtögető-vadászó életmód már nem képes a Föld lakosságát eltartani. Az emberi közösségek mindent elkövetnek, hogy ne kelljen áttérni a letelepült életmódra és a földművelésre. Ekkor húzódnak kis csoportok a tajgába, a grönlandi hómezőkre, a forró Kalahári sivatagba, vagy az Andok és a Himalaja magas vidékeire. Oda, ahová önként korábban nem kíváncszott senki. Az élettér hiánya éhséget és háborút jelentett. A földművelésre kényszerült közösség azonban megmenekült. Nagyságrendekkel nagyobb népességet tarthat el, mint a korábbi életforma. A versenyfutás azonban tovább tart, hiszen a letelepüléssel újabb népességrebbenés járt együtt. Ma még nem teljesen ismert az a biológiai mechanizmus, amely a gyalog-nomád társadalmak születésszabályozását irányította és alacsonyban tartotta, de a letelepedés erre gyakorolt hatását sem értettük meg igazán.

Ha hinnénk a jövőre vonatkozó formális extrapolációkban és prognosztikákban, akkor azt a következtetést kellene levonnunk, hogy az emberiség fejlődésének már az ősközösségi társadalomban meg kellett volna szakadnia. Vitathatatlanul már akkor is voltak a vadászat és a gyűjtögetés extenzív bővítésének fizikai korlátai. A neolitikus agrárforradalma ezeket a határokat megszüntette, a földművelés és az állattenyésztés sokszorosára növelte a természeti erőforrásokat. A technológiai optimizmustól azonban újra eljutottunk az ökológiai pesszimizmusig. Részben a demográfiai nyomás eredményeként, részben az újkori technológiák miatt.

A növekvő népesség létfeltételeinek (benne az élelmezés) újratermelése állandó lépéskényszerrel jelent, ettől függ Földünk békéje és jövője. Hasonló kihívással, amint láttuk, már szembe kellett nézni az embernek. Hogyan oldotta meg a problémát, mi a tanulság számunkra, milyen alternatívák lehetségesek? Milyen viselkedésformák bizonyultak zsákutcának? Hiszen birodalmak és népek tűntek el nyomtalanul a történelem folyamán. Mindezekre is tekintettel kell lennünk, amikor az ember és a környezet viszonyát, benne az elemforgalmat vizsgáljuk.

Logikus, hogy mivel a Föld véges, a földi népesség növekedése sem lehet végtelen. Ahhoz, hogy a néhány tízezer emberösből 10-20 millió népesség legyen, mintegy 5 millió év kellett az i.e. 10 000 körüli időktől. A 100 millióra becsült népesség i.e. 2500, a 250 millió fő i.sz. körül, az 500 millió a középkor végén, míg 1900-ban 1600 millió, 1970-ben 3600 millió, 2000-ben 6-7 milliárd, 2050-ben 10-12 milliárd fő népességgel számolnak. A feltevések szerint itt állhat be majd valamilyen egyensúly, és további növekedést nem feltételeznek. Az újkori technológiák és a környezetszennyezés azonban módosíthatják ezeket a jövőképeket.

Az ember igazán akkor ütközött össze környezetével, amikor a környezete mint természeti lényt nem tudta tovább eltartani. Amikor a gyűjtögetés, a vadászat és a halászat erőforrásai elégtelenné váltak, a vadászmező kicsi lett. Az ásobotos, emberi munkaerőre alapozott kezdetleges kapás földművelés okozta sebeket a vándorló földművelés korszakában, amikor a népesség alacsony volt, a természet még képes volt begyógyítani. Az állati vonóerőt igénybe vevő ekés földművelési rendszerek azonban már az ókorban is maradandó környezetkárosítást okoztak.

A föld kiterjedt művelésbevétele, feltörése, felégetése, az erdőirtások, az öntözés vagy az egyoldalú talajhasználat általában talajpusztulást okozott. A szakszerűtlen beavatkozások nyomán fellépett az erózió, talajpusztulás, szerkezetromlás, szerves anyag csökkenése, elszikesedés, tápanyagokban való elszegényedés. Az ókori birodalmak pusztulásához döntő mértékben járulhatott hozzá a talajok degradációja, hiszen belső gyengeségüket, elnéptelenedésüket ez okozta. Megemlíthető Mezopotámia elszikesedése az öntözés, Görögország talajainak pusztulása és kopár hegyeinek kialakulása a helytelen gazdálkodás, vagy Róma talajainak elszegényedése az egyoldalú talajzsaroló művelés miatt.

A birodalmak tartósságát, alapját a talajtermékenység megőrzése biztosította. A római birodalomban is megnyilvánult ez a törekvés. A földművelési ismereteket (görög szóval georgica) a római írók már rendszerezték és könyveikben ránk hagyták: Cato, Varro, Vergilius és

mások. Tankölteményeikben is nyomon követhető az okszerű gazdálkodás és a falusi élet felmagasztalása. A paraszti munkáról, az akkori gazdálkodásról pl. sokat elárul Vergilius GEORGICA (i.e. 29) című munkájának néhány sora:

"...Az évszakok változásakor kezdett vetni, de előbb megtisztította a vetőmagot, kiválogatta belőle a bükkönyt, a farkasbabot és a többi belekeveredett főzelékmagot. És mivel tudta, hogy a len, a zab és a más kiszipolyozza a talajt, ezért minden évben mást vetett, miután zsíros ganéjjal megtrágyázta a földet vagy beszórta hamuval. Nyár végén, amikor már a termés ott szökölt a mezőkön, füstölögtek a sercegő tarlók. A paraszt azt gondolta, így gazdagodik a föld rejtett energiákkal, vagy a tűz elpusztít mindent ami tisztátalan, mert kiizzasztja a talajból a fölös nedveket."

Amint látható, a gazdák ismerték a tiszta vetőmag, a vetésforgó, a pillangósok, a trágyázás, valamint a tarlóégetés (szalmaégetés, amennyiben az aratás sarlóval történt és a kalászok begyűjtésére korlátozódott) jelentőségét. A későbbi évszázadokban a birodalom erejét jelentő kisbirtok, vele az okszerű gazdálkodás hanyatlásnak indult. A rómaiak kimagasló eredményeket értek el a városépítésben, a városi környezet megőrzésében. Megtanulták, hogy a városépítést a föld alatt kell kezdeni. A csatornázással, szennyvizek elvezetésével és a hulladék rendszeres elhelyezésével biztosítható az egészséges környezet, fenntartható a higiénia. A városi népesség vízellátását vezetékes tiszta víz biztosította. Eredményeiket, városaikat és műtárgyaikat ma is csodáljuk. A középkor Európája minderről megfélemedkezett, így állandósultak a járványok és a sorozatos katasztrófák, a népesség pusztulása főként a városokban.

Igaz, mindez nem vonatkozott a "beszélő szerszámra", a rabszolgákra. Elképzelni is nehéz, milyen állapotok uralkodhattak az akkori munkahelyeken, bányákban és ipari jellegű üzemekben. Az ólomtermelést ebben a korban 27 ezer t/év mennyiségre becsülik (In: Fergusson 1991), mely döntően a római birodalomból származott. A rómaiak tetőfedésre, vízvezetékre kiterjedten használták a fémeket. Ismerték és előállították a napjainkban toxikusnak vagy környezet-terhelőnek tartott elemek közül az arzént, higanyt, ezüstöt, aranyat stb. Arzént főként a rágcsálók irtására használták. A Hg toxikus hatásával is tisztában voltak, a Hg bányákba büntetésként küldték a rabszolgákat, ahol a várható élettartam 6 hónapot tett ki. Mivel a rómaiaknál az ólom igen elterjedt, mely idegméreg, a vezető arisztokrácia bizonyos fokú mérgezettsége nem zárható ki. Újabb vélemények szerint ez is hozzájárulhatott a lakosság degradációjához, ill. a birodalom gyengüléséhez (Purves 1985, Fergusson 1991). Lássuk közelebbről a középkort.

Perényi (1975) az elmúlt századok higiénia viszonyait az Orvosi Hetilap hasábjain bemutatva Európában, így kezdi cikkét: "A diósgyőri vár falából két helyen köfulke mered a mélység fölé. Nem erkélyek voltak ezek, hanem a királynék várának szellős illemhelyei. A kor viszonyaihoz képest ez fejlett megoldás volt, mert másutt a bástyák orma vagy az erkélyek szolgáltak ilyen célra." A Lajosok idején Párizsban az arisztokrácia gyakran a folyosókon, termekben vagy az udvaron végezte dolgát. Amikor pl. egy lakosztály nagyon megtelt fekáliaival, lezárták és az udvar egy másik szárnyba költözött. Visszaköltözés előtt a mumifikált ürüléket kisöpörték. A versaillesi kastélyban volt egy fürdőszoba is, de ezt később átalakították szökőkúttá - jegyzi meg a szerző.

A középkori városok égbe nyúló katedrálisai árnyékában a szenny is az eget ostromolta. A disznók szabadon futkostak az utcán, a szemetet is oda ürítették. A lakosság a nyílt utcán és a háztetőn végezte dolgát, az éjjeliedény tartalmát egyszerűen kiöntötték az ablakon, vagy a férfiak az ablakhoz álltak e célból. A szabályzat előírta ugyan, hogy ilyenkor ki kell kiabálni: Gardez l'eau! (Vigyázat, víz!), de ezt nem vették túl komolyan. Nagyobb esők után a szennyvíz az utcákat elöntötte, ezért pallókon közlekedtek. "Előbb azonban meg kellett várni, amíg a háztetőkről lemosott széklet lecsurog, mert az ereszcsonnak építését csak 1764-ben tették kötelezővé." Csator-názva a városok nem voltak. Ez az állapot lényegében a 19. századig fennmaradt. Amikor az 1700-as évek végén szigorúan megtiltották a szennyvíz és a szemet utcára ürítését, az intézkedés általános fölháborodást váltott ki a városi lakókból.

Az akkori "tudomány" az ürüléket gyógyszernek tartotta, a Dreck-apotheke az 1800-as évek végéig fennmaradt helyenként. Perényi idéz egy 17. századból származó receptet, melyet régies magyarra így ültettek át: "Vegyél három kis egér ganéllyt, dörzsöljed széjvel és idjad meg egy kanáll hús levében. Segített." Ebben nincs okunk kételkedni, minden bizonnyal segített terjeszteni a fertőzést, a salmonellosist stb. Elterjedt háziszer lehetett az egérürülék, hiszen az egyik pozsonyi orvos bajusz- és hajnövesztő szernek ajánlotta. Még a sebkenőcsök is ürüléket tartalmaztak. A tisztaság egyet jelentett a feslett életmóddal, hiszen az örömlányok többnyire a fürdőkben tanyáztak.

A nőket helyenként (Harz vidék) ünnepélyes menetben kísérték egy kijelölt fürdőbe esküvőjük előtt, hogy életükben másodszor megfürödjének. A férfiak lovaggá ütéskor ünnepélyesen kezét és arcot mostak. "Amikor Árpádházi Szt. Erzsébet környezete már nem bírta az erényesség szagát, rávették, hogy fürödjön meg. A királyleány ruhástul megmártotta magát, de nyomban kiugrott a kádból, majd napokig böjtölt és imádkozott, hogy bűnét levezelje."

Említik Montaigne 1580-ban írott elragadtatott tudósítását a német házak magas fokú tisztaságáról: "...az ágy mellé a fal felől mindig vásznat vagy függönyt akasztanak, hogy a köpések ne piszkítsák össze a falat." Mátyás udvarában is kézzel ettek a közös tálból Budán, a zsíros ujjukat azonban tiszta, fehér szőrű kutyák bundájába törölhették közben. A kórházakban elképesztő állapotok uralkodtak. Néha több beteg is feküdt egy ágyon, lázas betegek, himlősök és gyermekágyasok vegyesen. A műtéteket érzéstelenítés nélkül végezték a többi beteg előtt, a mûtő a hullakamra mellett kapott helyet.

A nagyobb járványok ilyen körülmények között elkerülhetetlenek voltak, Európa időnként szinte elnéptelenedett, különösen a városok. Párizsban kb. százezer lakosa volt az 1400-as években, de egy pestisjárványt követően alig négyezren maradtak. A halottakra csak sebtében szórtak néhány lapát földet, a temető szörnyű bűzt árasztott. Meleg nyári napokon a tömegsírokat kibontották és a hullákat a kerítéshez támasztották száradni. A párizsi Ártatlanok temetőben 1746-ban egy 1500 halottat befogadó tömegsír füstölni kezdett, máskor a környező házak pincéiben kialudtak a gyertyák. "Ezek az állapotok már az sem rontott sokat, hogy a temető mellett húzódott az akkori Párizs leghosszabb (120 m) háza, amelyben sem szeméthyűjtő, sem árnyékszék nem volt, ezért a lakók mindent a temetőbe dobáltak" (Perényi 1975).

Gyermekkorunkban, a háború előtti Magyarország némely településén még nem volt külön árnyékszék. Dolgát végezendő az udvaron levő trágyakazalhoz vonult a család, vagy a kerítéshez (a túloldalról a szomszéd tette ugyanezt). A kút gyakran alig pár lépésre volt a trágyadombtól, nagyobb esőzések idején a trágyalé közvetlenül is bekerülhetett. Nem beszélve az átszivárgó szennyvízről. A falusi kutak nitrátterhelése elképesztő lehetett, hiszen ma is számos helyen az. Nem tudjuk, hogy a korábbi magas csecsemőhalandósághoz mennyiben járulhatott hozzá ez a körülmény. A középkor, mégpedig a "sötét" középkor a közelmúltig tartott tehát Európa egyes vidékein, és fellelhető ma is Ázsia, Afrika szegényebb térségeiben.

Talán helyénvaló megemlíteni, hogy a szegénység önmagában nem zárja ki a társadalom stabilitását vagy fejlődését. Az anyagi gazdagság és az ember környezethez való viszonya, a higiénia foka sem kapcsolódik egybe szükségszerűen. Korea, Kína, Japán ősi társadalmi ugyan a létminimumon éltek és helyenként élnek, de rendkívül tiszták. A nagy népsűrűséggel magas fokú higiénia, a környezet megóvása járt ill. jár együtt. Más a helyzet olyan szegény régiókban, mint India, az Arab Világ és Afrika kiterjedt térségei.

A légkör elszennyeződése szorosan összefügg az energiafelhasználással. Amikor elfogyott a fa és rákényszerültek a széntü-zelésre, jelentkeztek a panaszok (1273-ban Angliában). Az ipari forradalmat követően ez a hatás erősödik, a századfordulót követően pedig az ipari negyedekben megjelenik a szmog. A háború óta előretörtek a kőolaj és termékei, valamint a vegyipar. A szennyező anyagok mennyisége és minősége megváltozik, a levegőszennyezés már egész régiókat érintett. Ma már a regionális, kontinentális és globális szennyeződés kérdése került előtérbe (Várkonyi 1982).

2.4. A környezetvédelem kialakulása, nemzetközi és hazai előzményei

A jelenkori civilizáció által okozott veszélyek globális és távlati, hosszan tartó jellegét nem régen ismerte fel az emberiség. A környezetvédelem újkori filozófiája ezért nem tekint vissza hosszú múltra. Sokak szerint Rachel Carson (1962) *Néma Tavasz* címmel megjelent munkájához köthető az új korszak, aki mint szakíró igen megrázóan ecsetelte a kémiai anyagok, elsősorban a DDT és más peszticidek, gomba- és rovarölő szerek alkalmazásának tragikus következményeit az Egyesült Államokban, előrevetítve a jövőt. A népszerű mű több kiadást megért és talán elindítója volt egy társadalmi mozgalomnak az USA-ban. A szerző azonnal a támadások keresztútjába került. Nemcsak a hivatalos fórumok támadták, elsősorban az USA Mezőgazdasági Minisztériuma, hanem az érintett szaktudományok képviselői is.

A hatalom és a szűkebb szaktudományok képviselői elvakultan és szokatlan dühvel, sokszor a pejoratív kifejezéseket sem kerülve léptek fel a később már betegeskedő öreg hölgygel szemben. Graham (1970) külön könyvet szentelt annak az ütközetnek, mely a környezet védelmében folyt Carson tanulmányát követően. A számunkra is igen tanulságos olvasmány feltárja a hatalom és a vele összefonódott szaktudósok első pillanatra érthetetlen reakcióit, motivációit:

- ismeretelméleti motívum, mely a szűk szakmai vakságból táplálkozik,
- valamint az anyagi, egzisztenciális érdekelttség motívuma.

A vegyipar és a mezőgazdaság a termelés mennyiségi növelésében érdekelt. Ebben az érdekrendszerben összefonódik a termelő, a termelésirányító hivatalnok, valamint a megbízást nyerő kutató. A mezőgazdasági kutatás és oktatás alapvetően függ (hasonlóan mint

hazánkban) a Mezőgazdasági Minisztériumtól, az e területen tevékenykedő kutatók és oktatók egzisztenciálisan is érdekeltek a növényvédőszeres és műtrágyák elterjesztésében ill. kifejlesztésében. Mindez nem teszi számukra lehetővé, hogy kitörjenek szűkebb szaktudományuk korlátaiból és felismerjék pl. a kemizálásnak a tágabb környezetre gyakorolt negatív hatását. Megjegyezzük, kísértetiesen hasonló "ütközetnek" lehettünk tanúi az elmúlt évtizedben Magyarországon, hasonló motivációkat és mechanizmusokat tapasztalva.

A globális környezeti válság felismeréséhez időre volt szükség, a környezeti "tudat" lassan alakult ki. A globális környezetszennyezés problémája azonban a 60-as évek végén már a nemzetközi fórumok elé került. Az ENSZ akkori főtitkára, U Thant, 1969-ben drámai hangon ecseteli a helyzetet. A főtitkár a fegyverkezést, a környezetszennyezést, a népességnövekedést és a gazdasági stagnálást jelölte meg az emberiség előtt álló fő problémákként, melyek csak nemzetközi összefogással oldhatók meg. Idézzük néhány gondolatát:

"Az emberiség történelme során most első ízben vagyunk tanúi olyan világválság kibontakozásának, mely mind a fejlett, mind a fejlődő országokat érinti. Az emberi környezet válságáról van szó. A helyzet romlását nemzetközi összefogás nélkül nem állíthatjuk meg... Amennyiben ilyen együttműködés nem jön létre az elkövetkező évtized folyamán, úgy attól félek, hogy az említett problémák túlnőhetnek az emberi cselekvőképesség határain. Amennyiben a jelenlegi irányzatok tovább folytatódnak biztosra vehető, hogy az élet veszélybe kerül a Földön."

Rövidesen Környezetvédelmi Világértekezlet ülésezett Svédországban Stockholmban, 113 állam részvételével. Az ülés létrehívta az ENSZ környezetvédelmi szervezetét, melynek új, szakosított intézménye az UNEP. Az UNEP megszervezte az Egyetemes Környezetfigyelő Rendszert (GEMS), valamint a Nemzetközi Környezetvédelmi Tájékoztató Szolgálatot (IRS). Az elmúlt két évtizedben a korábbi szakosított ENSZ szervezetek is kialakították környezetvédelmi programjaikat (UNESCO, FAO, WHO), a nemzetközi tudományos társaságok pedig létrehozták csúcsszervüket (ICSU) és interdiszciplináris környezetvédelmi vizsgálatokba kezdtek (IBP, SCOPE). A környezetvédelmi kutatások nemzetközi és hazai vonatkozásait átfogóan Láng (1974) ismertette.

Az ENSZ erőfeszítéseivel párhuzamosan az egyes államok is létrehozzák először tanácsadó szervként a kormányok mellett működő Környezetvédelmi Tanácsaikat, majd ezt követően az önálló Környezetvédelmi Hivatalaikat, később minisztériumokat. Egyre szigorúbb környezetvédelmi szabványokat hagynak jóvá, ill. környezetvédelmi törvényeket alkotnak. Mindez olyan folyamatnak fogható fel, melyben az ember ráébred a közeli katasztrófa veszélyére és cselekvésbe kezd.

E téren jelentős lépésnek tekinthetjük a Római Klub megalakulását. A Klub első jelentése "A növekedés határai" címmel könyv alakban is megjelent (Meadows et al. 1972). A tanulmány elemezve az emberiség kilátásait újabb lökést adott a környezetvédelmi tevékenységnek és segített felrázni a kormányokat. Rámutatott a meg nem újítható természeti erőforrások, energiahordozók és nyersanyagok fizikai korlátaira a Földön, valamint a jelenlegi fejlődési modellek csődjére. Előre jelezte az olajválságot annak minden következményével, beleértve azt is, hogy pl. az Egyesült Államok és Nyugat-Európa kész lesz akár háborút is vívni olajérdekeiért a Közel-Keleten.

A környezetvédelem hazai megítélésében ugyanakkor egyfajta kettősség érvényesült a 70-es és a 80-as évek hivatalos köreiben. A környezetpusztulásra vonatkozó adatokat nem hozták nyilvánosságra, azok jelentős részét, mint pl. Budapest levegőszennyezettségét, a bős-nagymarosi erőműépítés várható következményeit stb. titkosan kezelték. Nem jelenhetett meg a Római Klub jelentése, csak a vele kapcsolatos bírálatok láttak napvilágot és jutottak el az olvasókhoz. Ezzel szemben kiadták Gus Hall (1973) amerikai kommunista pártvezér könyvét, aki az osztályharc részeként értékeli a környezetvédelmi mozgalmakat és "leleplezi a tőkés monopóliumok kíméletlen módszereit, melyekkel pillanatnyi érdekeikért hajlandók a munkástömegek egészségét is kockára tenni."

A hivatalos hazai körök szerint is a környezetpusztítás a tőkés fogyasztói társadalom velejárója, sőt általános válságának jele, míg a szocialista tervgazdaságban összeegyeztethető az egyéni és a közérdek. A 70-es évek második felétől azonban a Magyar Tudományos Akadémia már egyre inkább figyelemmel kíséri a nemzetközi eseményeket. A Magyar Tudomány az 1979. évi 2. számát teljes terjedelmében a "Környezetvédelmi és Kutatási Feladatok" témának szentelte és megkísérelte felmérni a levegő, a víz, a talaj, valamint a Balaton szennyeződésének helyzetét hazánkban (Szerk: Hepp 1979).

Magyarország egyre aktívabban kapcsolódik be az UNESCO munkájába (Salgó 1986), majd felveszi a kapcsolatot a sokat szidott Római Klubbal, mely 1983-ban már Budapesten tartja egyik konferenciáját (Szerk: Vándor 1985). Magyar nyelven is napvilágot lát a Klub elnökének írása a világproblémák megítéléséről (Peccei 1984), valamint a washingtoni székhelyű Worldwatch Institute jelentése a Föld helyzetéről (Brown et al. 1988). Részben a békés rendszerváltás egyik motorját jelentő hazai környezetvédő mozgalmak nyomására elhárulnak az utolsó ideológiai és az együttműködést zavaró egyéb akadályok a környezetvédelemben érintett nemzetközi szervezetekkel ill. szakemberekkel.

A 70-es évekkel tehát a környezetvédelmi hullám elérte hazánkat. A gondok az USA-ban, Japánban és Nyugat-Európában már korábban jelentkeztek, velük együtt az okok és a kiút keresése is. Ma már egyre több magyar és magyarul megjelent munka taglalja a növény táplálást is érintő környezetvédelem általános kérdéseit (Győri 1975, Jócsik 1976, Stefanovits 1977, Csaba et al. 1978, Ceausescu és Ionescu 1980, Vester 1982, Staub 1983, Erdősi és Lehman 1984, Szabó 1985, Major 1987, Minyejev 1988 stb.).

2.5 A műtrágyázással okozott környezetszennyezés általános megítélése Magyarországon

A műtrágyák felhasználása töretlenül és dinamikusán emelkedett az 50-es évek második felétől 1975-ig, elérve az 1.5 millió t/év körüli hatóanyag mennyiséget. Részben az olajárrobbanás miatt ezt követően a 80-as évek végéig stagnált, majd a 90-es évek elejére a töredékére esett vissza. A műtrágyafelhasználás csökkenését azonban elsősorban nem szakmai megfontolások okozták, ezért nem lesz felesleges, ha a következőkben összefoglaljuk a műtrágyázás és a környezetvédelem kapcsolatát. Az agrárkörök közelmúltig uralkodó általános felfogása szerint a modern mezőgazdaság egyértelműen vagy alapvetően jótékony hatású a környezetre. E szemlélet főbb elemei az alábbiakban összegezhetők:

1. A kemizálás eredményeképpen nőttek a termések. Ez azt is jelenti, hogy több oxigén termelődik. Másrészt a növények trágyaként hasznosítják a széndioxidot, ásványi elemeket és szennyeződések, tehát tisztítják a levegőt, a talajt és a talajba szivárgó vizeket egyaránt.
2. A nagyobb termés jobb talajborítottsága révén csökkenti a talajpusztulást (víz- és szélrózsió), közvetve a gyomosodást, valamint a nagyobb tömegben visszamaradó tarló- és gyökérmaradványai útján javítja a talaj szervesanyag-gazdálkodását, szerkezetét, biológiáját, összességében termékenységét.
3. Hasonlóképpen a növényvédőszernek is (a nagy termés biztosítása révén) az áldásos hatása a meghatározó. A pozitív hatás kifejtése után a talajokban lebomlanak, mérgező jellegüket elveszítik és nem kerülnek az élelmécsba szakszerű alkalmazás esetén. Alapvetően pedig a szakszerűség az uralkodó, hiszen Magyar-országon kiválóan szervezett növényvédelmi szolgálat működik.
4. A talajok és a vizek szennyeződéséért alapvetően nem a mezőgazdaság felelős. Az ipari és kommunális szennyvizek és szennyvíziszapok (pontosan szennyezőforrások) okozzák a nitrátosodást, a nehézfém-

terhelést, ill. a felszíni vizek romlását. Így pl. a Balatonba jutó és algásodást kiváltó foszfornak "csak" néhány százaléka műtrágya eredetű.

5. A műtrágyák ill. növényvédőszeres használatának bírálata (esetleg szükségességük megkérdőjelezése) az egész társadalom és az emberiség jóléte elleni támadással, éhínséget és gazdasági katasztrófát előidéző bűnös tevékenységgel egyenlő (60-as és 70-es évek ítélete).
6. A kemizálás, ill. tágabban az egész mezőgazdasági tevékenység környezetet károsító hatásáról megjelenő vélemények jórészt egyszerű zszurnalisztikának minősíthetők (80-as évek ítélete).

Ami tehát a műtrágyákat érinti, az említett felfogás szerint a szakszerűtlen alkalmazásból eredő esetleges helyi környezeti károk rutin beavatkozásokkal megszüntethetők. Így pl. az elsavanyodás meszezéssel, a nitrátosodás lassan ható nitrogénnel és megosztott adagolással, az egyébként is elhanyagolható eutrofizációs effektus a szokásos erózióellenes intézkedésekkel. Láng (1974) a műtrágyázás környezeti hatásait érintve pl. felteszi a kérdést: "Jelent-e környezetvédelmi szempontból potenciális veszélyt a jelenlegi műtrágyázási szint, illetve az alkalmazott műtrágya-féleségek és műtrágyázási eljárások felülvizsgálatra szorulnak-e? Erre a kérdésre viszonylag egyszerű a válasz. Nincs semmilyen komoly aggály, hogy az intenzív műtrágyázás környezetvédelmi szempontból káros lenne."

A műtrágyázással foglalkozó agrárszakemberek támogatták a műtrágya felhasználás örvendetes emelkedését a 70-es évek közepéig, mert az a talaj termékenységét ugrásszerűen emelte, az évezredes rablógazdálkodás következményeit felszámolta és a talajból hiányzó, ill. a minimumban levő tápelemeket pótolta. A műtrágya hatalmas eszközt adott a növénytermesztő kezébe. Ahol egy tápelem hiánya okozta pl. a talaj terméketlenségét, ott a nagy adagú, talajjavítást célzó melioratív vagy feltöltő PK műtrágyázás eredményeképpen a búza termését akár egy év alatt 2-3-szorosára lehetett emelni (Lásztity és Kádár 1978).

Már a 70-es évek szabadföldi műtrágyázási kísérletei rámutattak azonban az ilyen beavatkozások korlátaira, mint pl. az ionantagonizmus által kiváltott termés csökkenés veszélye bizonyos talajokon stb. A 70-es évek második felében szükségesnek látszott az országos műtrágya-felhasználás színvonalának megőrzése, differenciáltabb táblaszintű alkalmazással, azaz a talaj tényleges tápelemellátottsága függvényében. A 80-as évek közepére ez a talajgazdagító trágyázás egyre több talajon eredményezett jó ellátottságot, majd jelentkeztek negatív hatásai. Művelt területeink nagyobbik hányadán szakmailag semmivel sem indokolható túltrágyázás folyt. Tartamkísérletek és üzemi vizsgálatok adataira

támaszkodva fokozottabban hívtuk fel a figyelmet a túltrágyázás veszélyeire.

Az üzemekkel szemben ugyanakkor egyre élesebben fogalmazódtak meg az elvárások: a műtrágyafelhasználást nem csökkenteni, hanem növelni kell. E célból nemcsak burkolt módon próbálta érvényre juttatni akaratát a MÉM, hanem központi irányelveket is adott ki 1987 szeptemberében (Magyar Mezőgazdaság melléklete), melyek szerint 1988-1990. években további "20-30 %-os növekedést kell elérni a műtrágyafelhasználásban." A MÉM Növényvédelmi és Agrokémiai Központja ezzel párhuzamosan "Új műtrágyázási irányelvek"-et bocsát ki a szakmai fórumok megkerülésével, melyben a talajok ellátottsági határértékeit önkényesen "hozzaígazítják" a Minisztérium elvárásaihoz, hogy a szaktanácsadással növeljék az üzemek műtrágya vásárlását.

Talán érdemes felidézni álláspontunkat az 1988. évi vita során:

1. Mind az országos, mind a megyei NPK mérlegek pozitívak a 80-as években. A N és K elemekre 20-40, míg a P-re 80-120 % a többlet visszapótlás a termésekkel évente kivont mennyiségekhez viszonyítva.
2. Mivel a talaj tápelemellátottságától függetlenül megközelítően azonos adaggal trágyáznak a művelt területeken, nemcsak a gyen-gén, hanem a már jól vagy igen jól ellátott táblák is (nemkívánatos módon) tovább gazdagodnak felvehető tápanyagokban.
3. Ez a túltrágyázás rontja egyes kultúrák minőségét, csökkenti helyenként hozamukat és feleslegesen terheli a környezetet. Becsléseink szerint csupán a termés- és minőségcsökkenés tíz-milliárd Ft nagyságrendű kárt okozhat évente a mezőgazdaságnak.
4. A túltrágyázást azonnal meg kell szüntetni. Meg kell vizsgálni, miért hangoztatják egyes hivatalnokok, hogy földművelésünkre a rablógazdálkodás jellemző és több műtrágyára van szükség jelenlegi gazdálkodási viszonyaink között, félrevezetve ezáltal a kormányt és a közvéleményt.
5. A jelenlegi, eddig még vissza nem vont MÉM NAK szaktanácsadás rossz. Abból a koncepcióból indul ki, hogy több műtrágya szükségszerűen több termést is jelent. Ezt a leegyszerűsített összefüggést földművelésünk utóbbi 10 éve nem igazolja.
6. Az új szaktanácsadásba be kell építeni a gazdaságosságot (nagy termést, de nem mindenáron), a minőséget és a környezetvédelmet is. Tehát a talajok, talajvizek és növények szennyeződését minden-képpen el kell kerülni a túltrágyázás kiküszöbölésével.
7. Az agrárrolló tovább nyílik, a mezőgazdasági üzemek pozíciója romlik. A megoldás nem az, hogy a műtrágyákat dotáljuk és azokkal pocsékoljunk. A mezőgazdaság igazi érdeke, hogy valós áron

történjék az ipari eredetű anyagok (műtrágyák, gépek stb.) beszerzése, valamint a mezőgazdasági termények eladása.

Az ellentábor azzal érvelt, hogy a túltrágyázás és a vele kapcsolatos környezetszennyezés nem általánosíthatóan országos jelenség, csupán lokálisan fordul elő a szakszerűtlen műtrágyázási gyakorlat eredményeképpen. Egyébként is: "A műtrágyázás környezet-károsító hatását mai tudásunk szerint három úton fejti ki: a talajok elsavasítása, a talajvizek nitrátosodása, valamint a felszíni természetes vizek eutrofizációja. Mindhárom káros folyamat elhárítására hatá-sos módszereket ismerünk, és ehhez nem az egyetlen és nem is a leg-célszerűbb mód a műtrágyázás csökkentése."

A továbbiakban hangsúlyozták, hogy a műtrágyák savanyító hatása meszezéssel ellensúlyozható; a nitrátosodás a lassan ható műtrágyák bevezetésével, ill. a szakszerű osztott adagolással elkerülhető; a felszíni vizeink főként foszfor által indukált eutrofizációja az eróziós folyamatok megakadályozásával kiküszöbölhető. A műtrágyák mennyisége majd akkor csökkenthető, ha a tápelemforgalom zártabbá válik a mezőgazdaságban. A műtrágyák nem természetidegen anyagok: "Műtrágyázással azokat az anyagokat visszük a talajba, amelyek a természetből fogva is benne vannak, az ökoszisztéma anyagfor-galmának alkotóelemei. Különböznek tehát azoktól a természetidegen mérgektől, amelyeket a nemkívánatos élőlények elpusztítására készí-tenek és használnak a mezőgazdaságban."

Az idézett véleményre reagálva az alábbiakat emeltük ki (Kádár 1989):

1. A hazai műtrágyák fele-kétharmada vivőanyag. A kálisóban pl. 40-50 % között fordulhat elő a klorid, melyet nem tekintünk szükséges tápelemnek. Kára közismert mind a talajra, mind a főbb növények termesztésére.
2. Természetidegen a műtrágyákban levő szabad sav és a mérgező elemek, mint pl. a kadmium, stroncium, higany, ólom, urán, arzén stb. Ezek egy része nemcsak a talajban halmozódhat fel, hanem a takarmány-élelem láncan keresztül az emberre is veszélyt jelent.
3. A gazdálkodás jelenlegi módja olyan tápelembőséget feltételez, mely a túltrágyázásra alapozódik. Ebből adódóan sok olyan vegyületet juttatunk *természetellenes formában, arányban és mennyiségben* a talajba, melyet az csak részben vagy egyáltalán nem köt meg.

4. A talajok megkötő ill. visszatartó képessége véges. A környezeti terhelést csak egy határig képesek pufferolni, utána "áteresztővé" válnak. Megnöhet a nitrát, a klorid, a szulfátionok mennyisége, az oldható sók koncentrációja stb. A szennyező anyagok idővel a vízbe jutnak és ily módon is veszélyeztetik egészségünket.

A talajvizek sóterhelésében az intenzív mezőgazdasági termelés szerepe döntő lehet. Példaképpen a 4. táblázatban bemutatjuk a Vester (1982) által közölt adatokat, melyek az NSZK Pfalz megyéjére vonatkoznak. Hasonlóképpen a műtrágyázással hozzák összefüggésbe a vízminőség romlását a hazai vízügyi közlemények a 80-as évek elejétől (Steiner és Bunyevác 1981). Azóta már a modern kemizált és gépesített nagyüzemi mezőgazdaság átfogó kritikájára itthon is kísérlet történt (Ángyán és Menyhért 1988). A legújabb nemzetközi irodalom "hagyományos" jelzővel illeti és bevezette az alternatív, fenntartó (biológiai) gazdálkodás fogalmát.

4. táblázat

A talajvizekbe mosódó sók mennyisége, kg/km²/év, NSZK Pfalz megyéjében Vester (1982) nyomán

Szennyező források	Szulfát	Klorid	Nitrogén
Temetők	0.0	0.3	4.3
Csatornák	0.3	0.4	0.1
Szeméttárolók	25	78	13
Mezőgazdaság	996	1494	1370

A közelmúlt túlhajtott iparszerű gazdálkodási rendszereinek bukását részben éppen az okozta, hogy a gyakran természetellenes módon kialakított nagy táblákon a munokultúrás termesztés gép, vegyszer és energia éhsége szinte kielégíthetetlennek mutatkozott. Az ipari anyagok ill. az energia rohamos drágulásával párhuzamosan jelentkeztek a környezeti gondok, melyek a gazdálkodás egészének hatékonyságát veszélyeztették. A gyakran hosszú hónapokon át fedetlen talajokon felgyorsult az erózió, az öntözött területeken előrehaladt a szikesedés és a láposodás. Erősödött az ellenálló gyomflóra, kifejezőbbé vált a monokultúrák hatványozott műtrágya- igénye és betegségérzékenysége. Mindezzel együttjárt a fajokban elszegényedő környezet, számos üzemből pedig a süllyedő általános szakmai műveltség és érdekeltség.

Bizonyos értelemben találó volt az "iparszerű termelés" elnevezés. Az ipari eredetű anyagok (gépek, műtrágyák, vegyszerek és műanyagok) felhasználása döntően meghatározta a termelést, valamint a költségeket is. Az iparszerű termelés a környezetpusztítást megsokszorozta azáltal is, hogy a kiszolgáló vegyipar, gépipar, valamint a szállítás és az energiatermelés által okozott (ipari) szennyezésnek előidézője. Hazai viszonylatban ez a szempont egyáltalán nem elhanyagolható. És nem lesz a jövőben sem, mert az agrárszféra igényeinek kielégítése bizonyos iparágak számára meghatározó jelentőségű (nehézvegyipar, mezőgazdasági gépgyártás stb.).

A továbbiakban megkíséreljük áttekinteni a fontosabb tápelemek és toxikus nehézfémek környezetszennyező hatását. A mezőgazdasággal szemben ugyanis a minőségi követelmények válnak meghatározóvá a jövőben. Mind a hazai piac, mind az Európai Közösség felé történő export követelményei szükségessé teszik, hogy a mezőgazdasági termények ne tartalmazzanak káros szermaradványokat, nitrátot, toxikus nehézfémeket stb. Az egészséges ivóvíz biztosítása feltételezi, hogy a művelt területeink zömét "vízvédelmi körzetekké" nyilvánítsuk és a mezőgazdasági agrotechnikai beavatkozások ne veszélyeztessék azokat. Utóbbi azért is fontos, mert hazánkban a víznyerés jelentős területeken felszíni és a felszín alatti vízkészletekre épül, melyek szennyeződése erősödik.

Benedek és Bulkai (1979) szerint "Falvaink 15-20 %-ában ugyanis a talajvíz fokozódó nitráttartalma életveszélyt jelent a csecsemőkre, de elősegíti az idősebbek rákos megbetegedését is. A nitrátszennyezés sok helyen 50-200 mg/liter közötti értékeket ér el, de néhol 500, sőt 1000 mg/l szennyeződés is előfordul. vízminőségi szabványaink 20 mg/liter értékeket tekintenek elfogadhatónak, 40 mg/litert pedig tűrhetőnek. A nitrátmentesítésre alkalmazható ioncserés megoldás nagyon költséges, amellet 100 mg/l feletti koncentrációknál gyakorlatilag nem lehet róla szó. Így a legkézenfekvőbb megoldás a máshonnet távvezetéken szállított víz." Ismeretes, hogy napjainkban már többszáz településen palackos vízellátásra kényszerülnek. Ezzel már áttértünk a nitrátkérdésre és a nitrogénforgalomra.

3. A nitrogénforgalom és a nitrátkérdés

Az elem forgalmának bemutatása nélkül nem nyerhetünk képet a környezetterhelést okozó feldúsulásáról, ill. az esetlegesen szükséges beavatkozásokról sem. Az elemforgalom megmutatja, hogy milyen szorosan függ össze a levegő-víz-talaj-növény-állat-ember, mint a bioszféra elemei. A levegő kerekén 78 tf %-át a kémiailag semleges nitrogén (N_2), 21 tf %-át az aktív oxigén (O_2) teszi ki. A növény táplálási szempontból fontos széndioxid (CO_2) mennyisége mindössze 3 ‰. Ezekből a mennyiségi fizikai mutatókból fontos következtetés adódik a légkör elemeinek stabilitását és a körforgalom sebességét illetően. A száraz levegő összetételét az 5. táblázat közli.

5. táblázat

A száraz levegő összetétele Vester (1972) nyomán

Jellemzők	Nitrogén	Oxigén	Argon	Széndioxid	Levegő
Térfogat %	78.09	20.95	0.93	0.03	100.00
Súly %	75.50	23.15	1.28	0.046	100.00

A becslések szerint mintegy 300 év alatt minden CO_2 molekula egyszer az élő szervezet részévé válhat. A légkör O_2 atomja esetében ez az idő kb. 2000 év. A Föld teljes vízkészletének azonban már 2 millió évre volna szüksége az átalakuláshoz. A növényi fotoszintézis során bomlik fel a vízmolekula. Az O_2 felszabadul, majd a légzés során a CO_2 és a H_2O újraképződik. A légkör O_2 tartalma tehát mai ismereteink szerint döntő mértékben biológiai eredetű, növények hozták létre és a növények tartják fenn a globális egyensúlyt. Bármilyen nagy a légkör, nem végtelen. Ma már általánossá vált annak elfogadása, hogy az egyensúly megbomlott. Nő a CO_2 és más szennyező nyomgázok tartalma, mely üvegházhatást eredményez. A légszennyezés felét az NSZK-ban már a közlekedés okozta a 70-es évek óta, mint az a 6. táblázatban látható. Lassan hasonlóvá válik a helyzet hazánkban is (Várkonyi 1982).

6. táblázat

Légszennyező források az NSZK-ban, 1000 t/év (In: Vester 1972)

Szennyező- források	CO	SO ₂	NO _x	Szén- hidrogének	Por/ korom
Tüzelőberendezések	-	3600	700	100	3200
Termelő üzemek	-	300	200	900	800
Közlekedés	8000	100	1100	1000	-
Összesen 1969/70	8000	4000	2000	2000	4000
Összesen 1980	8000	4500	4000	3500	2000

A légzés is összeköt bennünket az állatokkal, növényekkel. Levegő nélkül az ember percekig, víz nélkül napokig, élelem nélkül hetekig-hónapokig élhet. Naponta mintegy 10-20 m³ levegőt lélegzik be a felnőtt, melyből kb. 0.5 m³ O₂-t használ fel, ill. CO₂ alakjában lehel ki a levegőbe. Fény nélkül a növények is lélegeznek és CO₂-t termelnek. Egy átlagos gépkocsi ugyanennyi idő alatt azonban annyi O₂-t használ el, mint 800 ember. Egy kisebb erőmű pedig annyit, mint egymillió ember (Vester 1982). Potenciálisan a légkör O₂-ja is veszélyeztetett tehát. Az okok az alábbiak:

1. Rohamosan csökken a talajjal és zöld növényzettel borított felület a Földön. Terjed az erózió, elsivatagosodás, útépítés, őserdők irtása stb.
2. Az évi szerves anyag és oxigén produkció 2/3-át a vízi öko-szisztémák adják, melyek szennyezése (tengerek olajszennyezése főként) csökkentheti teljesítőképességüket.
3. Ezzel szemben nő az emberi tevékenységre visszavezethető CO₂ termelése: közlekedés, energiatermelés, az erdők irtása és égetése, fosszilis tüzelőanyagok elégetése nyomán.

Kétségtelen, hogy az emberi tevékenység elsősorban az ún. nyomanyagok légköri koncentrációját változtatja meg. Ha pl. az összes fosszilis tüzelőanyagot elégetnénk, a légkör oxigénszintje csupán alig 2 %-kal csökkenne. A széndioxid koncentráció ezzel szemben tízszeresére növekedne, amennyiben a képződött széndioxid teljes egészében a levegőben maradna. Az antropogén széndioxid, metán, dinitrogénoxid és a freon névvel illetett halogénezett szénhidrogének kibocsátása azért veszélyes, mert e gázok elnyelik a felszín által visszavert hősugárzást, üvegházhatást eredményezve. A freonok, valamint a műtrágyázással is megnövelt N₂O a sztratoszféra ózon-pajzsára is károsak (Mészáros 1985). A fontosabb nyomgázok természetes és antropogén emissziójáról a 7. táblázat adatai tájékoztatnak.

7. táblázat

Különböző légköri nyomgázok természetes (biológiai) és antropogén emissziója Mészáros (1985) szerint

Gáz jele	Biológiai forrás		Antropogén forrás	
	jellege és relatív erőssége,	%	jellege és relatív erőssége,	%
CO ₂	Légzés, bomlás	96	Tüzelés, erdőirtás	4
CH ₄	Anaerob bomlás	95-98	Bányászat, ipar	2-5
	Bélfermentáció	(40-70)*	Rizstermesztés	(30-60)*
CO	Metán oxidációja	50	Tüzelés, közlekedés	50
N ₂ O	Nitrifikáció, denitrif.	92	Tüzelés, műtrágyázás	8
NH ₃	Bomlás, emésztés	90	Tüzelés	10
	Állattenyésztés nélkül	(50)	Állattenyésztéssel	(50)
NO ₂	Nitrifikáció	50	Tüzelés, közlekedés	50
SO ₂	Szerves kén oxidációja	26	Tüzelés	74
CCl ₃ F	-	0	Spray-hordozók	100
CCl ₂ F ₂	-	0	Hűtőfolyadékokban	100

* Ha a rizstermesztést antropogén, az állattenyésztést biológiai forrásnak tekintjük

A növényi tápelemek forgalmát vizsgálva az ökoszisztémában megállapítható, hogy a vegetáció mint az ökoszisztéma része versenyez a rendszer más elemeivel a tápanyagokért. A rendszer elemei (atmoszféra, hidroszféra, pedoszféra, litoszféra, bioszféra) egyidejűleg tápanyagokat is szolgáltatnak. Fontosságuk természetesen nem azonos, hiszen pl. az atmoszféra elsősorban N-forrás, míg a K-készlet jelentős része a litoszféra agyagásványaiban van. A rendszer elemei kölcsönhatásban vannak egymással, ahol a csomópontot a vegetáció jelenti. Az ásványi anyagok forgalma ugyanis a vegetáción keresztül valósul meg alapvetően a rendszer említett tagjai között. Az elemforgalomnak több útja lehet, de a környezetvédelem és a növénytermelés szempontjából csak egyetlen út a kívánatos, amely a növény általi hasznosulást eredményezi. Ami ugyanis nem hasznosul, környezetterhelésként jelentkezhet, ill. potenciális szennyező lehet.

Az újabb becslések szerint a Föld N készletének 98 %-a a kőzetekben és ásványokban, tehát a litoszférában található főként fémnitridek, ill. az agyagásványokban ammónia formájában. Meghatározók az elsődleges magmatikus kőzetek, melyek az össz-nitrogén 97.8 %-át tartalmazzák kötött formában. Ez a nitrogén gyakorlatilag nem vesz részt a N

körforgásában, a vulkánikus gázokkal légkörbe kerülő mennyiségtől eltekintve. A hiányzó 0.2 % az üledékes kőzetekben lelhető fel. A légkör 1.9 %-ot kitevő N-készlete stabil molekuláris N, mely forrásul szolgálhatott évmilliókon át az élőlények, valamint a közelmúlttól az ipari N-megkötés számára. A Föld N készletének biogeokémiai eloszlását Haynes (1986) nyomán a 8. táblázat szemlélteti.

8. táblázat

A Föld N-készletének biogeokémiai eloszlása Haynes (1986) szerint

A N-készlet forrásai	Összes tömege %	Összes tömege millió t N
Litoszféra		
Vulkanikus kőzetek	97.8	$1.9 \cdot 10^{11}$
Üledékes kőzetek	0.2	$4.0 \cdot 10^8$
Atmoszférában	1.9	$3.9 \cdot 10^9$
Bioszférában	0.01	$2.4 \cdot 10^7$
Óceánokban oldott	0.01	$2.2 \cdot 10^7$
Összes készlet	100.0	$1.94 \cdot 10^{11}$

Az élő szervezetekben, műtrágyákban levő N előbb-utóbb az atmoszférába kerül valamilyen formában (NH_3 , N_2O , NO_2 , N_2 stb.). A becslések szerint mintegy 16 millió év kell ahhoz, hogy a légkör nitrogénje újra eltűnjön az atmoszférából, az elemi alciklusból. Rosswall (1976; In: Haynes 1986) szerint a szárazföld felszínén biológiai formában megkötött N készlete az alábbiak szerint oszlik meg: 4 % a növényben, 94 % a talaj szerves anyagaiban, 1 % a talajba került növényi maradványokban, 0.8 % ásványi formában, 0.2 % a talaj mikroszervezeteiben. A szárazföldi bioszféra egészének N-forgalmáról a 9. táblázat adatai nyújtanak áttekintést.

9. táblázat

A szárazföldi bioszféra N-forgalma (Haynes 1986)

Bevétel	Millió t/év	Kiadás	Millió t/év
Nedves és száraz ülepedés		Kimosódás, felületi elfolyás	
Ammónia	90-200	Ásványi	5-20
Nitrogénoxidok	30-80	Szerves	5-20
Szerves N	10-100	Biogén NO_x termelése	1-15
Biológiai megkötés	100-200	Fossziliák égetése (NO_x)	10-20

Ipari megkötés (műtrágyák)	60-80	Erdőtüzek, fűtés (NO _x)	10-20
Légköri megkötés (villámlás)	0.5 -30	Ammónia volatilizáció	36-250
		Denitrifikáció (N ₂ +N ₂ O)	40-350
Összesen	290-690	Összesen	107-695

Az autotrof alciklus N-forgalmaért döntően a magasabbrendű növények felelősek. Az elsődleges növényi szerves N-vegyületeket részben az állatok hasznosítják, mielőtt a talajba kerül a N. Számunkra kíváncsi, hogy a N a talajban is maradjon és lehetőleg ne kerüljön át az elemi alciklusba, az atmoszférába. A heterotrof alciklusban a C-heterotrof mikroorganizmusok dominálnak, melyek pozíciója előnyösebb a talajban, mint a növényeké:

- állandóan előfordulnak és
- tömeges jelenlétük közelebbi kontaktust valósít meg a talaj élettelen összetevőivel, mint a növény gyökerei.

Természetszerűen a mikroorganizmusok tevékenysége is lelassul, ha a szerves anyag C/N aránya magas. A közepes C/N aránynál már mikrobiális N-kötés is végbemehet, melyet követ a mineralizáció (ásványosodás, elhalás). Hasonló történik a talajba került műtrágya N-nel. Kezdetben jelentős részét a mikroszervezetek elnyelhetik, majd újra megjelenik a N ásványi formában. Ez a heterotrof alciklusban jelentkező N-vándorlás a "Mineralizációs-Immobilizációs Forgalom" (angol rövidítéssel MIT) nevet viseli Jansson (1971) szerint.

A MIT agronómiailag előnyös és hátrányos is lehet. Egyrészt védi az ásványi nitrogént a kilúgzás, denitrifikáció, ammónia elillanás veszteségeitől, másrészt a trágyázással növénynek szánt N-t más pályára terelheti. Az elhalt szerves anyag N-je rezervoárt képez az autotrof és heterotrof alciklusokban. Átlagos talaj 20 cm-es felső rétegének 0.1 % N tartalmával számolva ez 2-3 t/ha N-készletet jelent. A N-készlet 4/5-e lehet az elhalt maradványokban, míg akár 1/5-e a mikrobák tömegében. Ezek a N-formák egymásba átmehetnek, amint arra már utaltunk.

A mikrobák előnyben részesítik az ammónia formát a nitrát formával szemben, tehát nem csupán a talaj kolloidjai kötik meg jobban, mint kationt. Ez is hozzájárul ahhoz, hogy a növények a nitrátot könnyebben hasznosíthatják. Különösen, ha egyidejűleg az ammónia- forma is jelen van, mely fedezi a mikroszervezetek N-éhségét. A növények sikerrel versenyezhetnek az ammóniaformáért is, a növekedés általános feltételei határozzák meg döntően a gyökerek versenypozícióit a talajban.

Általánosságban azonban elfogadott, hogy a N 5-30 %-a elvész a növénytermelési rendszerekben, míg 30-60 %-a az állattenyésztésben.

A takarmányok N tartalmának átlagosan 15-20 %-a kerül a tejbe, húsba stb. A maradék 80-85 % 2/3-a a vizeletbe jut, melyből közel 2/3 rész elvész ammónia formájában és a denitrifikáció során. A bevitt összes N mintegy 40 %-a tehát átlagos körülmények között gázalakú veszteséget szenvedhet. A veszteség másik forrása a nitrát formában történő kilúgzás, mely a művelt területeken jelentős. A nitrát-terhelés okozói az alábbiak lehetnek (Rohmann 1986):

1. Helyi vagy pontszerű terhelésből származók, mint a
 - szennyvizekből elszivárgó nitrát (ipari, kommunális, hígtrágya stb.)
 - hulladék lerakóhelyekből elszivárgó nitrát.
2. Nagy felületen fellépő nem pontszerű terhelésből származók, mint
 - az altalaj ásványi összetételéből,
 - csapadékból és felszíni vizekből,
 - talajhumusz ásványosodásából, valamint
 - szerves trágyákból és N tartalmú műtrágyákból eredő nitrát.

A pontszerű vagy helyi források csak korlátozott jelentőségűek és ugyanakkor könnyen ellenőrizhetők. Erre jó példák a falusi kutak, melyekben gyakran 200-500 mg/liter NO_3 tartalmat mérnek. Az ivóvizekben ezzel szemben 40-50 mg/liter NO_3 , azaz 10-11 mg/liter $\text{NO}_3\text{-N}$ a megengedett a fejlett országokban. A mezőgazdaságilag hasznosított területen nem pontszerűen jelentkező N-terhelések közül a talaj szerves anyagaiból (humusz, gyökérmaradványok) és a trágyákból származó N-t tekintik döntőnek. Az intenzíven műtrágyázott területeken fő szennyező a N-műtrágya. Mivel a nitrát alapvetően a vízzel mozog, a kilúgzott nitrát mennyisége az átszivárgott víz mennyiségétől és annak nitrát-koncentrációjától függ.

Lássunk néhány adatot a lehetséges N-veszteség mértékéről kimosódás útján az intenzíven öntözött és trágyázott gazdálkodásban. Lund et al. (1978) becslései szerint az egyik kaliforniai öntözött területen az öntözővízzel és a N műtrágyával bevitt N 24 %-a nem volt kimutatható és feltehetően a levegőbe távozott. Pratt (1984) összegezve a kaliforniai völgyekre kapott felvételezések adatait megállapítja, hogy a kilúgzás által okozott N-veszteség 180 kg/ha. Ez a 3.5 millió ha területre vetítve 630 ezer tonna mennyiséget jelenthet, mely kb. 50 %-a az összes N-felhasználásnak (szerves+műtrágya).

A gyepek növelik a talaj szervesanyag-készletét és ezzel N-tartalmát. A gyepek feltörésekor már az első évben a fűvekben tárolt N 20-30 %-a

mobilizálódhat. Különösen nagy NO_3 -terhelés léphet fel a szántóként használt mély lápokon, ahol 1-2 cm tözegcsökkenéssel akár 1500-3000 kg/ha N is felszabadulhat. A humuszképződés ugyanakkor mérsékelt marad (Kuntze 1983).

Kreutzer (1983) az NSZK erdeiben végzett vizsgálatok alapján megemlíti, hogy az erdők nagy része alatt a talajoldat, ill. az átszivárgó víz nitráttartalma alacsony, 3-4 mg $\text{NO}_3\text{-N}$ /liter. Esetenként azonban az erdő sem lát el "vízvédelmi" funkciót, mert 50-100 mg NO_3 /liter értékek is előfordulnak némely égerállomány alatt (mely N-fixációra képes), valamint olyan erdőgazdasági beavatkozások hatására, mint a trágyázás, meszezés, irtás, felújítás.

A tartós gyepek, nem trágyázott rétek és legelők alatt ugyanakkor szinte nem beszélhetünk kimosódásról, mivel a talaj állandóan növényvel borított és a fűvek alacsonyabb hőmérsékleten is vesznek fel vizet, valamint nitrogént. Amberger (1983) Németországban 130 kg/ha N trágyázás esetén agyagos talajon mindössze 3, homokon 7 kg/ha N veszteséget mért kísérleteiben, gyepeken. Kalászosok alatt ez a veszteség 4, míg kapások alatt 6-szorosára emelkedett ugyanazon a talajon.

A szántóföldi zöldségfélék alatt az erős trágyázás nyomán egy nagyságrenddel nagyobb lehet a talajok ásványi N-készlete és a kilúgzás. Wehrmann és Scharpf (1983) az éves N-veszteségeket németországi viszonyok között 100-300 kg/ha között találta. Részletes vizsgálatok ugyan nem állnak rendelkezésünkre itthon, azonban a hasonló termesztési és trágyázási szokásokból arra következtethetünk, hogy az elmúlt két évtizedben a kilúgzás mértéke hazánkban is ehhez közelálló lehetett.

Walter és Resch (1983) a német Mosel környéki szőlők talaját elemezve megállapítják, hogy erőteljes 200-400 kg/ha N túltrágyázás eredményeképpen a N-kilúgzás mértéke a 200 kg/ha mennyiséget is gyakran eléri vagy meghaladja. Az okok között említik:

- a szőlő viszonylag rövid tenyészidejét (180-190 nap),
- az alacsony tőszámot (4-5 ezer szőlőtőke hektáronként),
- a tábláról elvitt szőlő N tartalmát, mely mindössze 20-30 kg/ha (a megtermett biomassa nagy része ugyanis a táblán marad),
- a szőlőtalajok nagy vízáteresztő és vízelnyelő képességét,
- a jól szellőző és könnyen melegező humuszos talajok gyors mineralizációját.

A szerzők szerint 40-100 kg/ha a valóságos N-igény, tehát a trágyázást 1/4-ére lehetne csökkenteni a terméseredmények veszélyeztetése nélkül.

A Mosel völgyében a talajvizek és a kutak vízminősége már az 1960-as évek végével leromlott a túltrágyázás miatt. A N-trágyázás intenzitása és a talajvizek nitrátosodása közötti szoros összefüggést a 80-as évek elejéig mind a tudomány, mind a gyakorlat elutasította annak ellenére, hogy a liziméteres kísérletek eredményeit több szerző is publikálta. Ma már a Mosel völgyében az ivóvízellátás teljesen külső forrásokra alapozódik. Resch és Walter (1986) liziméteres kísérleteikben 4 évvel a N-trágyázás beszüntetése után sem tapasztaltak N-hiányt, mert a talaj elegendő N-t szolgáltatott. Csapdékosabb vidékeken a gyepesítést javasolták a NO_3 -kilúgzás csökkentésére.

A nitrát könnyen redukálódik, hisz erős oxidálószerként ismert. Bizonyos talajokban ez a redukció végbemegy és nincs nitrát-probléma. Az altalajban végbemenő denitrifikációt követően is romolhat azonban a talajvíz minősége. Redukáló vegyületeként a pirit, szerves szén, lignit maradványai játszanak szerepet. A reakció eredményeképpen szulfátok, vasvegyületek, hidrogén-karbonátok szaporodhatnak fel a talajvizekben. A műtrágyák vivőanyagai ugyancsak terhelik a talajt és hozzájárulhatnak a szennyezéshez. A szuperfoszfát a 18-20 %-os P_2O_5 , ill. kereken 9 %-os P tartalmán kívül 13 % elemi ként (kb 40 % szulfátot), a 40 %-os kálisó 10 % Na és 45 % Cl tartalmat is jelent. A műtrágyák összességükben jelentősen növelhetik a talajok elektrolit tartalmát és oldható sókészletét. Hazai vizsgálataink szerint a növények által már fel nem vett N 30-50, valamint a szulfát 20-40 %-a volt kimutatható oldható formában a talaj mélyebb rétegeiben, meszes vályog csernozjomon (Németh et al. 1987).

A korábbi mérések szerint a csapadékvízzel átlagosan 15 kg N és 24 kg S tápelem érkezik a talajra évente és hektáronként (Várkonyi 1982). A hazai viszonyaink között talajainkban mineralizálódó N átlagos mennyiségét Petrasovits (1988) 30-70 kg/ha/év adatokkal becsülte, ami elfogadhatónak tűnik. Ehhez járulnak még egyéb források, mint a biológiai N-kötés, a műtrágyák és a különféle szerves trágyák nitrogénje. Amennyiben ezekkel szembe csak a tábláról elvitt növényi és eladott állati termékek nitrogéntartalmát állítjuk, eltekintve a közbülső veszteségektől, jelentős többleteket mutathatunk ki. Ezt láthatjuk Mehlhorn (1991) által összeállított és a 10. táblázatban közölt adatokból.

A hagyományos agronómiai célú tápelemmérleggel szemben felhozható, hogy a N-forgalmat igyekszik a talaj-növény rendszerre leszűkíteni. Lényegében nem vesz tudomást a rendszeren kívüli veszteségekről (levegőbe kerülő gázalakú, vízbe jutó bemosódó N), ill. a növény által hasznosítható mennyiségekre koncentrálni, fő célja a trágyaigény megállapítása. A 10. táblázatban bemutatott mérlegek agronómiai és növénytaplálási szempontból vitathatók, hiszen a visszapótlás forrásai rovatban feltüntetett nitrogén egy része el sem éri a

talajt (pl. gázalakú veszteségek), mégis jól érzékeltetik a potenciális vagy elvi N-túlsúlyt a fejlett országokban. Környezetvédelmi szempontból felállításuk indokolt.

10. táblázat

A talajok N-mérlege Ny-Európa némely országában, kg/ha
Mehlhorn (1991) nyomán. Mezőgazdaságilag hasznosított terület (*)

Ország	Hollandia	Dánia	Svájc	NSZK	Anglia	Svédorsz.
Év	1986	1980	1987	1986	1985	1976-80
Millió ha	2.3	2.9	1.1	12.0	18.1	3.7
Terméssel eltávozik						
Növényi termékkel	84	20	10	28	-	11
Állati termékkel	14	10	35	23	-	10
Összesen	98	30	45	51	17	21
Visszapótlás forrásai						
Műtrágyák	244	130	70	126	88	78
Import takarmány	173	62	25	47	5	8
Levegő	41	15	53	30	17	10
Biológiai N-kötés	5	10	65	12	17	25
Szennyvíziszapok	2	-	5	3	-	3
Összesen	465	217	218	218	127	124
Többlet	367	187	173	167	110	103

(*) Idézett szerzők: Isermann (Hollandia), Schröder (Dánia) Stadelmann (Svájc), Isermann (NSZK), Jenkinson (Anglia), Jenkinson (Svédország)

A közelmúlt hazai vizsgálatai is igazolták, hogy a 80-as években talajaink nitráatterhelése megnőtt. Nyíri és Karuczka (1989) szerint a N-kilúgzás a 30-90 %-ot is elérheti a meliorált területeinken sekély drénezés, vízszinttartás esetén. Rézhegyi és Heltai (1984) 1 m mélységnél 36-67 %, míg másfél méter talajmélységen mindössze 10 % műtrágya-N kimosódást észlelt. Lendvai és Avas (1983) a Zala vízgyűjtőjén azt találta, hogy a műtrágya-N 19-22 %-a mosódik ki nitrát formájában és kerülhet a talajvizekbe. Thyll (1984) sürgeti a talajcsövezett területek műtrágyázási gyakorlatának felülvizsgálatát, mert szolonyeces réti talajon a drénvíz nitrát-N koncentrációját 41-410 mg/liter között találta. Tóth (1984) Ny-Magyarországon a drénvizekkel 25-30 kg/ha, a felületi vízzel 26-34 kg/ha veszteséget regisztrált. Hasonló eredményeket közöl Juhász (1991), Blaskó és Juhász (1991).

A nitrát nemcsak az ivóvízzel jut be az állati vagy az emberi szervezetbe, hanem a táplálékkal is. Mindez tovább növeli az állat és az ember nitráatterhelését. A különböző növényi részek lehetséges nitráttartalmáról tájékoztat a 11. táblázat Marschner (1985. In: Bergmann 1988) nyomán. Amint a táblázat adataiból látható, főként a gumós és

gyökértermésben, különösen pedig a zöldségfélék zöld levéltermésében halmozódhat fel a nitrát nagy mennyiségben.

A N túlkínálata során a nemkívánatos nitrát felhalmozás úgy következik be, hogy a növényen sem látható károsodás, sem termés-csökkenés nem figyelhető meg. Ha valamely környezeti tényező, mint pl. fény, víz, egyéb tápelemekkel való ellátottság stb. hatására a növény a felvett nitrátot nem képes hasznosítani és a fehérjékbe beépíteni, nitrátakkumuláció állhat elő. A téli hónapok alacsony fény-intenzitása miatt a hajtított zöldségfélék nitráttartalma meghaladhatja az egészségügyileg elfogadható határkoncentrációkat.

11. táblázat

A nitráttartalom ingadozása különböző növényfajokban és friss növényi szervekben. *
(Marschner 1985. In: Bergmann 1988)

Növényfaj, szervek	ppm NO ₃	Növényfaj, szervek	ppm NO ₃
Vízgazdag növények		Magvak, szemtermés	1 körül
Paradicsom	20-100	Zöldségfélék zöld levéltermésében:	
Uborka	20-300	Fejessaláta	382-3520
Borsószem	80-822	Spenót	349-3890
Szőlőbogyó	3-62	Karalábé	232-4430
Gumós és gyökértermés		96-4739	
Karalábé	205-1685	Paradicsom	115-6689
Sárgarépa	10-150	Káposzta	60-4200
Burgonya	30-800	Takarmányok	100-3000
Retek	261-2300		
Tarlórépa	250-2300		

* A maximális értékek a fényszegény téli hónapokban gyakoriak

Eltérő az egyes növényfajok és fajták nitrátakkumulációs képessége, így a "nitrátszegény" fajták szelekciója is megindult. A szomszédos Szlovákiában engedélyezett nitrát határkoncentrációkat a 12. táblázatban közöljük a fontosabb zöldségfélékre (Bedrna 1990).

12. táblázat

Megengedett NO₃ határértékek zöldségfélékben, ppm a friss anyagban
(Bedrna 1990)

Zöldségfélék	NaNO ₃	NO ₃
--------------	-------------------	-----------------

Vöröshagyma	100	73
Fokhagyma, póréhagyma, paradicsom, uborka, burgonya	200	146
Bab, borsó	300	219
Korai paradicsom és uborka	400	292
Sárgarépa, petrezselyem	500	365
Kel- és fejeskáposzta, karfiol, karalábé	600	438
Tök	700	511
Leveles zöldség (saláta, spenót, korai sárgarépa)	1000	730
Retek, korai karalábé	1500	1095
Korai retek és saláta, cékla	3000	2190

Műtrágyázási tartamkísérleteinkben kiterjedt vizsgálatokat végeztünk, hogy a főbb szántóföldi növények nitrátfelhalmozását megismerjük. A nitráttartalmakat száraz növénymintákban határoztuk meg az általunk adaptált, ill. kidolgozott módszerrel (Thamm 1987-88, 1990). A tavaszi árpa nitráttartalmának változását a 13. táblázat adatai szemléltetik az NxP ellátás, valamint a tenyészidő függvényében. A főbb megállapításokat a következőkben foglaljuk össze:

1. A nitrát elsősorban a fiatal hajtásban akkumulálódott és a N-ellátás függvényében 6-8-szorosára is megnőtt.
2. Az intenzív megnyúlás és szárazanyag-gyarázkodás idején a koncentráció a felére csökkent, a tápláltság indukálta különbségek szintén mérséklődtek.
3. A nitrogénellátás hatása (a luxusfelvétel) a generatív szemtermés-ben már alig volt észlelhető és a nitrát koncentrációja a bokrosodáskorinak 1/10-ére csökkent. A szalma több nitrátot tárolhat mint a szem, és a tápláltsági szituációt is képes jól jelezni.

Néhány szántóföldi növény nitráttartalmának alakulását a N-ellátás valamint a növény korának, ill. a növényi résznek függvényében a 14. táblázat mutatja be, áttekintő jelleggel. Amint látható, a virágzáskori kukorica levelének koncentrációi akár 30-40-szeres különbséget is mutathatnak az évek függvényében. Az igen aszályos 1976. évben semmiféle trágyahatást nem kaptunk, a termések alacsony szinten maradtak, a talaj N-szolgáltatása trágyázás nélkül is

13. táblázat

A tavaszi (sör)árpa nitráttartalmának változása az NxP ellátás függvényében és a tenyészidő folyamán, ppm NO₃-N a szárazanyagban (Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1986)

N-szintek	P ₀	P ₁	P ₂	P ₃	SzD _{5%}	Átlag
-----------	----------------	----------------	----------------	----------------	-------------------	-------

Bokrosodásban, hajtás (V.26.)						
N ₀	704	641	714	699		689
N ₁	1791	922	839	960	728	1128
N ₂	2636	2970	2468	2765		2710
N ₃	5442	5079	5078	5030		5157
Átlag	2643	2403	2275	2362	364	2421
Kalászoláskor, hajtás (VI.11.)						
N ₀	465	453	461	454		458
N ₁	632	531	589	549	319	575
N ₂	1388	1348	1200	1413		1337
N ₃	2326	2221	2204	2367		2275
Átlag	1203	1138	1113	1195	160	1162
Aratáskor, szalma (VII.23.)						
N ₀	285	354	253	244		284
N ₁	409	408	358	380	97	389
N ₂	722	644	539	544		612
N ₃	980	943	956	894		943
Átlag	599	587	526	515	48	557
Aratáskor, szem (VII.23.)						
N ₀	201	218	211	219		212
N ₁	208	249	229	218	40	226
N ₂	233	260	247	235		244
N ₃	265	263	265	237		257
Átlag	227	248	238	227	20	235

Megjegyzés: Az SzD_{5%} értékek a sorokra és az oszlopokra azonosak

14. táblázat

Néhány szántóföldi növény nitráttartalmának változása a N-ellátás, valamint a növény korának, ill. növényi részének függvényében
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, mg NO₃-N/g sz.a-ban)

Növény faja, kora, ill. növényi rész	N-ellátás N kg/ha/év				SzD _{5%}	Átlag
	0	100	200	300		
<u>Kukorica, 1976-77</u>						
Levél virágzáskor 1976	6.94	6.40	6.26	6.64	0.56	6.56
Levél virágzáskor 1977	0.15	0.20	0.24	0.29	0.03	0.22
<u>Őszi árpa, 1979</u>						
Hajtás, május 28.	0.31	1.24	2.84	3.66	0.33	2.01
Hajtás, június 11.	0.50	1.24	2.24	2.82	0.33	1.70
Szalma aratáskor	0.49	1.14	2.02	2.53	0.20	1.55
Pelyva aratáskor	0.08	0.10	0.13	0.17	0.02	0.12
Szem aratáskor	0.06	0.08	0.10	0.14	0.02	0.10
<u>Cukorrépa, 1981</u>						
Levélnyel, június 29.	1.43	3.55	6.73	9.14	1.23	5.21
Levéllemez, június 29.	0.58	1.68	4.73	5.84	0.60	3.21
Lomb betakarításkor	0.34	0.86	1.46	1.93	0.14	1.15
Gyökér betakarításkor	0.53	0.67	0.80	0.84	0.10	0.71
<u>Repce, 1984</u>						
Hajtás, április 17.	1.17	5.38	9.26	10.81	0.63	6.65
Gyökér, május 15.	0.77	1.44	2.85	3.47	0.29	2.13
Levél, május 15.	0.81	1.59	2.28	2.79	0.24	1.87
Szár aratáskor	0.44	1.01	2.02	2.58	0.24	1.51
<u>Olajlen, 1987</u>						
Gyökér, június 10.	1.15	2.60	7.35	9.15	0.88	5.10
Gyökér, június 29.	1.10	1.42	2.02	3.00	0.42	1.90
Lomb, június 10.	0.26	0.55	1.36	1.82	0.17	1.00
Lomb, június 29.	1.05	1.35	2.00	2.70	0.33	1.80
Tok aratáskor	0.23	0.27	0.44	0.66	0.08	0.40
<u>Kender, 1989</u>						
Hajtás, május 30.	2.50	4.89	5.73	6.49	0.75	4.90
Hajtás, június 26.	0.38	0.90	1.32	1.98	0.21	1.14
Levél, augusztus 21.	0.41	0.92	1.44	1.60	0.15	1.09
<u>Borsó, 1990.</u>						
Hajtás, május 11.	0.39	1.15	1.51	1.68	0.18	1.21
Szár aratáskor	0.16	0.24	0.35	0.38	0.04	0.28
Hüvely aratáskor	0.24	0.28	0.29	0.30	0.03	0.28
Szem aratáskor	0.05	0.06	0.07	0.08	0.02	0.07
<u>Sörárpa, 1986. (Részletesen lásd előző táblázat adatait)</u>						
Szalma aratáskor	0.28	0.39	0.61	0.94	0.05	0.56
Szem aratáskor	0.21	0.23	0.24	0.26	0.02	0.24

kielégítő volt. Az 1977. év ezzel szemben igen jó "kukoricaév" volt, a termésszintek megduplázódtak, a növény képes volt a felvett nitrátot hasznosítani.

Az őszi árpa hajtása bokrosodáskor jól jelezte az eltérő N-kínálatot, a nitrát koncentrációja 10-12-szeresére nőtt. Az öregedő növényi szövetekben ill. a korral mind az abszolút koncentráció, mind a tápláltság indukálta különbség mérséklődött. A pelyvában és a szemben 1/20-ára süllyedt az átlagos nitráttartalom. A levélnyelben több nitrát raktározódhat, mint a répa levéllemezében, a gyökérben pedig kevesebb, mint a betakarításkori lombban.

A repcénél 1984-ben megnyilvánult az általános hígulási effektus, a korral csökkent a koncentráció. A fiatal hajtás kitűnt luxusfelvételével. Az olajlen gyökerében a nitráttartalom 3 hét alatt csaknem 1/3-ára csökkent, míg a hajtásban megemelkedett az átlagos nitrát-koncentráció. Mindez a nitrát rendkívüli mobilitását jelzi a növényben.

A kender hajtásának és levelének koncentrációi jól jellemzik mind a N-kínálatot, mind az intenzív megnyúlással fellépő hígulást. A borsó mint fehérjenövény kitűnik alacsony nitrátkészletével az egész fejlődése folyamán, tehát energikusan hasznosította és beépítette a felvett nitrátot. A tavaszi árpa szemtermése gazdagabbnak mutatkozott nitrátban, mint az őszi árpa vagy a borsó szemtermése.

Összefoglalva megállapítható, hogy a legtöbb nitrát a fiatal hajtásban és a levelekben található. Különösen veszélyesek a zöldségfélék, a gyümölcsökben és főként a magvakban már koncentrációjuk elenyésző. Berdina (1990) szerint pl. Csehszlovákiában az étellel felvett nitrátok mintegy 60 %-a a zöldségfélékből származik. A friss zöldség nitráttartalmának meghatározását a MERCK cég által kifejlesztett gyorseszt módszerével végzik. A zöldségfogyasztással okozott nitrátterhelés ismert és részben egyszerű eljárásokkal csökkenthető. Ide tartozik a nitrátdús és szennyezett növényi részek eltávolítása stb.:

- A saláta és a káposztafélék burkolóleveleinek eldobása,
- a cékla és a sárgarépa felső részének eltávolítása,
- a tök felső és alsó csúcsi részeinek kivágása,
- a sárgarépa központi hengerszerű belsejének eldobása,
- a nitrát kilúgítása a zöldségből vízzel való átmosással,
- a saláták levének kinyomása és a lé eltávolítása.

A nitrátterhelés csökkentésének üzemen belüli módszerei, tehát az előállítás során követendő eljárások szintén megfogalmazhatók az okok ismeretében:

- A betakarítás hosszú napsütést követően, a késő délutáni órákban történjen.
- A nitrátszegény fajták termesztését előnyben kell részesíteni.
- A trágyázás megfelelő idejének és módjának megválasztása szerves-trágyázáskor.
- Műtrágyákat a talaj- és növényvizsgálatok alapján, tényleges igény esetén alkalmazni.
- A humuszban szegény terméketlenebb talajok előnyben részesítése (különösen a gyermektápszer alapanyagot termelő, alacsony nitrát-tartalmú zöldségfélék előállításakor).
- A talajok alacsony nitrátkészletének biztosítása a talajnitrogén biológiai megkötésével (szalma és más tág C/N arányú melléktermék leszántása), valamint a talaj fedettségének állandó biztosításával (köztesnövények termesztése, a növényi "kivonás" folytonossága révén.)

4. A foszfor és a kálium forgalma, valamint a környezetterhelés

A P-ciklusban az emberi beavatkozás szerepe annyiban fontosabb, hogy az nem pótlódhat a levegőből, mint a N (a biológiai N-kötést a Földön még ma is néhányszorosára becsüljük, mint az iparit). A foszfor magmás kőzetekből kerül a tengerfenékre és ott akkumulálódik, majd a tektonikus felemelkedés juttathatja vissza a szárazföldi alciklusba. Ez a visszavándorlás nem jelentős és nem megy könnyen. A foszfor kevésbé mozgékony az üledékekben (foszforit, apatit) és a magmás kőzetek is szegények, ill. nehezen adnak le P-t a többi alciklusba.

A talaj alciklus két összetevőből áll. A talajoldatban a P mozgékony, de míg a talaj szorpciós kapacitása nem telítődik, a műtrágya-P alacsony hasznosulást mutat. Ezt követően a talaj(oidat) P-forrásul szolgál más alciklusoknak. A nehezen oldhatóság előnye, hogy a szárazföldi alciklusból nehezen távozik, évszázadokig nem merül ki megfelelő fenntartó gazdálkodás esetén. A mérsékelt, 1-2 kg mennyiségeket alig meghaladó kilúgzást ellensúlyozza az ásványosodás.

Az emberi beavatkozás hatására ugrásszerűen megnőtt az elvonás (árutermelés, kilúgzás, erózió) és a visszapótlás. A tengerfenék üledékeit bevezetjük a mezőgazdasági ökoszisztémákba, visszazárva a geológiai ciklust. A foszfátkészletek azonban összehasonlíthatatlanul kisebbek,

mint az atmoszféra N-készlete. Mivel a felhasználás mértéke nő, idővel bányákat kell majd nyitnunk a tengerfenéken is, nem várhatunk a tektonikus felemelkedésekre. Ez csak a jövő távoli képe, hiszen újabb foszfátlelőhelyeket tártak fel az elmúlt évtizedekben. A foszforért nemcsak a talaj és a növény versenyez, hanem a talaj mikroszervezetei is a nitrogénhez hasonlóan, létezik tehát a mikroszervezetek alciklusa.

A talajok feltöltése foszforral egy nagyságrenddel növelheti meg a felszíni és a felszín alatti vizek P-terhelését (kimosódás, valamint főként a víz- és szélérózió). Nyugat-Európa országaiban végzett vizsgálatok szerint ma már általánosan elfogadott, hogy a vizek nitrát, klór, szulfát és foszfát terhelésében a mezőgazdasági tevékenység döntő, akár 10-20-szorosan is meghaladhatja az ipar által okozott terhelést. Mivel a mezőgazdaság szennyezése nem pontszerűen jelentkezik, nem ellenőrizhető és nem szüntethető meg úgy, mint pl. a mosószerek gyártása esetében áttértek a foszfátmentes szerekre. A vizek tápanyagbősége eutrofizációhoz vezet, melyhez elsősorban a P járul hozzá, amennyiben a vízi ökoszisztémák termelékenységét is általában a P (kevésbé a N) hiánya limitálja.

Bekövetkezik az algák elszaporodása, majd pusztulása. A vízben oldott oxigén elfogy, az aerob bomlást követi az anaerob rothadás, amelynek termékei a metán és a bűzlő kénhidrogén. A Balaton eutrofizálódásában döntő szerepet játszó P forgalmáról, a balatoni hínárok biogén elem felhalmozását befolyásoló terheléséről pl. Tóth (1972) és Jolánkai (1979) számolt be. Mivel az ivóvízbázis jelentős részben a felszíni vizekre épül és az eutrofizációt meghatározó P szinte észrevétlenül akkumulálódik a vizekben, a jelenség rendkívül veszélyes a környezetre. Az élővizek pusztulását okozó folyamat nehezen megfordítható, amikor már egy szintet elért. A szennyezés megszűnte után is hosszú idő (évtizedek) és óriási anyagi áldozat szükséges az eredeti állapot helyreállítására.

A kálium struktúrálisan nem kapcsolódik a szerves anyagokhoz, ezért a mikrobák alciklusaiban nem vesz részt. A talajhumusz azonban szerepet játszik a K visszatartásában (kicserélhető kálium). Jelentős a K a vízi alciklusban, sok található a vizekben és üledékekben. A kálium sói kiválnak a vízből. A valamikori tengerfenék (kálilelőhelyek) bányászása a geológiai ciklus zárását jelenti, visszacsatolását a szárazföldi alciklusba emberi tevékenység által. A K mozgékonyabb a P-nál, általában mélyebbről kell bányászni. Feldolgozása és az ára azonban olcsóbb. Eloszlása egyenetlen a Földön.

A kálium kilúgzása nem jelent eutrofizációt, mert nem limitáló tényező a vízi szervezetek növekedése szempontjából. A környezetet a K műtrágya főként mint oldható só- (K, Na, Cl, egyéb szennyeződések) terhelés

veszélyezteteti. A talajok természetes radioaktivitásának jelentős részét a természetes káliumban 0.0119 %-os (119 ppm) gyakorisággal előforduló ^{40}K izotóp okozza. A talajok K trágyázása tehát a talaj radioaktivitását is növeli (Szabó 1984).

5. A környezetszennyezést okozó egyéb elemek, toxikus nehézfémek

A századforduló táján a C, H, O, N, P, S, K, Ca, Mg, Fe elemeket tartották a növények számára nélkülözhetetlenek. Ezeket Liebig után klasszikus tápelemeknek nevezték. A tápelemek kémiai felfedezése, valamint esszenciális jellegük kísérletes bizonyításáról a növényekben Glass (1989) nyomán tájékoztat a 15. táblázat. Amint látható, a

15. táblázat

A tápelemek kémiai felfedezése, valamint esszenciális jellegük kísérletes bizonyítása növényekben (In: Glass 1989)

Elem	Felfedező	Évek	Esszencialitás bizonyítása	Évek
C	Ókortól ismert	?	De Saussure	1804
H	Cavendish	1766	De Saussure	1804
O	Priestley	1774	De Saussure	1804
N	Rutherford	1772	De Saussure	1804
P	Brand	1669	Ville	1860
S	Ókortól ismert	?	von Sachs, Knop	1860-as
K	Davy	1807	Lucanus	1865
Ca	Davy	1807	von Sachs, Knop	1860-as
Mg	Davy	1808	von Sachs, Knop	1860-as
Fe	Ókortól ismert	?	von Sachs, Knop	1860-as
Mn	Scheele	1774	Mc Hargue	1922
Cu	Ókortól ismert	?	Sommer (Lipman-McKinnon)	1931
Zn	Ókortól ismert	?	Sommer és Lipman	1926

Mo Hzel	1782	Arnon és Stout	1939
B Gay-Lussac,Thenard	1808	Sommer és Lipman	1926

nélkülözhetetlen vagy esszenciális elemek sora napjainkig jelentősen bővült (Mn, Cu, Zn, Mo, B). Az újabb elemek általában nagyságrenddel kisebb mennyiségben fordulnak elő a növényi szervezetben, mint az organogén (C, H, O, N, S) vagy az ún. makrotápelemek (N, P, K, Ca, Mg), bár jelentőségük semmivel sem kisebb. Amint már régebben utaltunk rá, éles határt valójában nem vonhatunk az ún. esszenciális és nem esszenciális vagy káros elemek viszonylatában sem (Pais 1991).

A környezetszennyezést kiváltó feldúsulás nemcsak olyan káros elemeket érint, mint a Cd, Hg, Pb, As, Se, Cr stb., hanem az egyéb esszenciális mikroelemeket (Mn, Zn, Cu, B, Mo), valamint makroelemeket (C, N, S, P, K) is. Az élő szervezetekben kiváltott mérgezés tüneteit és mechanizmusát átfogóan a környezeti toxikológia vizsgálja, mely néhány évtizedes múltira tekint vissza. A környezetbe kerülő elemek és kémiai anyagok nagyobb része nem közvetlenül hat a szervezetre, hanem a talajba, vizekbe és az üledékekbe kerül. És éppen ez a tartós veszély forrása, mert egy ideig rejtve marad előttünk. Amikor a szennyezés elért egy határt, a mérgezés váratlanul következhet be, a káros elemek aktiválódnak.

Az ökoszisztéma elemei, mint a talaj, képes egy határig pufferni a terhelést. A puffer-mechanizmus az elemek megkötését jelenti, a szűrést. A talaj szűrőkapacitása azonban véges, ezt túllépve hirtelen áteresztővé válik és maga is szennyező forrássá alakul. A nitrát, foszfát, káros nehézfémek stb. megjelennek a vizekben, növényekben, táplálékláncban. Meg kell állapítani ezért:

- a szennyezés kémiai összetételét, minőségét,
- a szennyezők mennyiségét (talajban, vizekben, üledékekben),
- a szennyezők oldhatóságát, mobilitásának tényezőit,
- valamint az élő szervezetek számára való felvehetőségüket és toxicitásukat.

Bizonyos esetekben az akkumuláció igen lassan megy végbe. A károsodás a körülményektől függően évtizedek vagy évszázadok múlva jelentkezik. Máskor gyorsan felléphet. Fontos megismerni a káros anyag előfordulási vegyületeinek perzisztenciáját, felezési idejét. Az újabb vizsgálatok szerint pl. a svéd tavakban élő halak Hg tartalma folyamatosan emelkedik annak ellenére, hogy az utóbbi két évtizedben csökkent a svéd

ipar Hg kibocsátása (Hakanson et al. 1988). Amint a szerzők megjegyzik: "...a régi svéd bűnök még mindig problémát okoznak."

A környezeti hatás tehát időben elválhat a kiváltó okoktól, ill. csökkenő szennyezéskor is bekövetkezhet a környezeti tragédia, a korábbi tevékenység következményeképpen. Lássunk egy amerikai példát. Az USA Nagy Tavainak vidékén csak a 70-es években jelentkezett a talajoknak és a vizeknek erős elsavanyodása, a csaknem 100 éves szénbányászatot és az energianyerésre történő égetést követően. A talajok pufferkapacitása mostanra kimerült és hirtelen elsavanyodtak. A nehézfémek oldhatósága így megnőtt, melynek eredményeképpen a tavakba kerültek és ott az érzékeny halfajok kipusztultak (Alcamo et al. 1987).

Hasonlóképpen az Európában tervezett 30 %-os kéndioxid csökkenés, mely az 1980-as bázisét veszi alapul, Alcamo et al. (1980) szerint nem lesz képes megakadályozni az ÉNy-Európa erdőtalajainak további elsavanyodását 2040-ig. Becsléseik szerint a talajok 60 %-án a pH értéke akár 4 alá mehet. Nőni fog feltehetően a NO_x-ok kibocsátása, mely tovább erősítheti az elsavanyodást. A talajvédelem hagyományos fogalma kitágul. A talaj szűrő funkciója aktív védelemre szorul a káros elemek felhalmozódása miatt. A fejlett országokban már szigorú előírások és szabványok szabályozzák nemcsak a növényvédőszeres, hanem a szennyvizek, szennyvíziszapok, hígtrágyák, szerves trágyák és a műtrágya felhasználását is. Hazánkban szintén elkészültek a szennyvizek és iszapok ártalommentes elhelyezését szabályozó irányelvek (FM 1990). A szennyvizekben megengedhető káros elem határértékeit a 16., míg a szennyvíziszapok határértékeit a 17. táblázat foglalja össze.

Különös védelemre szorulnak e tekintetben azok a talajok, melyek a környezeti terheléssel (stresszel) szemben kevésbé ellenállóak. Ide sorolhatók a már savanyú vagy gyorsan elsavanyodó homokok és laza szerkezetű erdőtalajaink. A műtrágyák és a csapadék együttes savterhelése hatására az ország talajainak mintegy 1/3-án nem-kívánatos a savanyúság mértéke. Ezeken a területeken (pl. Nyírség, Somogy, Zala) megnőhet a mikroelemek, ill. a toxikus nehézfémek többségének felvehetősége. Környezetvédelmi szempontból is szükségessé válhat a meszezés, e beavatkozásnak helyt kell kapnia a talajvédelem rendszerében.

16. táblázat

**A szennyvízben megengedhető káros és mérgező elemek határértékei
szántóföldi szennyvízhasznosítás esetén (FM 1990)**

Elem, jele	mg/liter	Elem, jele	mg/liter
Aluminium, Al	5.0	Króm, Cr(VI)	0.5
Arzén, As	0.2	Króm, Cr(III)	2.5
Bárium, Ba	4.0	Lítium, Li	2.5
Berillium, Be	0.1	Mangán, Mn	5.0
Bór, B	0.7	Molibdén, Mo	0.01
Cink, Zn	5.0	Nikkel, Ni	1.0
Ezüst, Ag	0.1	Ólom, Pb	1.0
Fluorid, F ⁻	1.0	Réz, Cu	2.0
Higany, Hg	0.01	Szelén, Se	0.02
Kadmium, Cd	0.02	Szulfid, S ⁻	5.0
Kobalt, Co	0.05	Vanádium, V	0.1
Vas, Fe	20.0	pH	6.5-8.5

17. táblázat

**A szennyvíziszapban megengedhető káros és mérgező elemek
határértékei mezőgazdasági elhelyezés és hasznosítás esetén
(FM 1990)**

Elem, jele	ppm	kg/ha/év	Elem, jele	ppm	kg/ha/év
Higany, Hg	10	0.15	Ólom, Pb	1000	10
Kadmium, Cd	15	0.15	Króm, Cr	1000	15
Molibdén, Mo	20	?	Réz, Cu	1000	10
Arzén, As	100	0.3	Mangán, Mn	2000	30
Szelén, Se	100	1	Cink, Zn	3000	30
Kobalt, Co	100	?	Króm+réz+		
Nikkel, Ni	200	2	+nikkel+cink	4000	?

Megjegyzés: ppm a szárazanyagban, kg/ha/év maximális adag

A hagyományos tápanyagokkal, műtrágyákkal okozott nitrát, foszfát, szulfát, klorid stb. szennyezés elvileg bármely talajon előfordulhat. A mély rétegű, kolloidgazdag, kötöttebb és humuszosabb talajok azonban a sók

többségét jobban képesek elnyelni, megszűrni, visszatartani vagy semlegesíteni, mint a kolloidszegény savanyú homokok. Különösen igaz mindez a szennyező elemekre. Éppen ezért a talajainkban megengedhető összes káros elem tartalmát hazánkban az adszorpciós kapacitásuk függvényében állapítottuk meg. A főbb szennyezőkre vonatkozó határértékeket a 18. táblázat foglalja össze.

18. táblázat

A szennyező elemek megengedhető maximális mennyisége talajokban, ppm (FM 1990)

Elemek jele	Adszorpciós kapacitás mgé/100 g talajban			Megjegyzés
	5-15	10-25	25-35	
As	7	10	15	
B	100	100	100	
Be	10	10	10	++
Cd	1	2	3	++o
Co	50	50	50	
Cr	75	100	100	xxo
Cu	74	100	100	xxo
F	500	500	500	
Hg	1	1	1	++o
Mo	10	10	10	
Ni	50	50	50	xxo
Pb	100	100	100	xxo
Se	10	10	10	
Zn	200	250	300	xxo

Megjegyzés:

++ különös elővigyázat szükséges

xx komlóban és szőlőben, valamint 5 % CaCO₃ feletti talajban 25 %-kal növelhető

o gyepen és 6.5 pH alatt felére csökkentendő

A talajok mikroelem készlete képződésüktől, geológiájuktól függően is eltérő. Amint az irodalmi adatokból kitűnik, nagyságrendi vagy több nagyságrendet meghaladó különbségek is fennállhatnak ezen elemek tartalmát tekintve az egyes talajok között a genetikai vagy emberi beavatkozás következtében. Elsősorban az ipari körzetek és a tartós

szennyvíziszap kezelés alatti területek váltak szennyezetté. A talajok összes mikroelem tartalmának más-más szerzők szerint különböző módon becsült értékeit a 19. táblázatban mutatjuk be áttekintés céljából.

A fontosabb élelmiszerek és takarmányok maximálisan megengedhető káros elem tartalmára vonatkozólag is születtek becslések. Ezek a határértékek a nemzetközi irodalomban közöltek, FAO, USA, Közös Piac stb. szabványain alapulva hazánkban is bevezetésre kerültek. Meg kell azonban jegyezni, hogy vajmi kevés egzakt kísérlet támasztja alá a javasolt határkoncentrációk "megbízhatóságát". Éppen ezért az elmúlt 1-2 évtized folyamán változtak és feltehetően módosulnak majd a jövőben is az újabb adatok és ismeretek bővülésével. A hazai szabvány előírásait élelmiszerekre a 20a, 20b, 20c, takarmányokra a 21. táblázatban közöljük.

Már az eddig elmondottakból is megállapítható, hogy a mezőgazdaság által okozott terhelés térben a legkiterjedtebb (nem pontszerű), a legkevésbé ellenőrizhető, sok tekintetben a legsúlyosabb és a legveszélyesebb. Hatása egyaránt jelentkezik a levegő, a talaj, a víz és az élő szervezetek (mikroszervezetek, növény-állat-ember tápláléklánc) szennyezésében, beleértve mind a vízi, mind a szárazföldi rendszereket. A mezőgazdasági tevékenység káros hatása a bioszféra egészére kiterjed. A felismerés új keletű. A fejlett államokban megindult e jelenség átfogó vizsgálata, a közvélemény nyomására pedig az átfogó törvényi szabályozás előkészítése. Nychas (1990) a trágyázás és a környezet kapcsolatát elemezve pl. legutóbb már beszámol a Közös Piac országaiban folyó, a gazdálkodás gyakorlatát és a trágyák felhasználását érintő jogalkotó munkáról is.

19. táblázat

Talajok összes mikroelem tartalma különböző szerzők szerint (mg/kg)

Elem jele	Általában	Kloke, 1980 Megengedett	Szennyezett	Bowen 1979	Shacklette és Boerngen, 1984
Ag	-	-	-	0.01-8	-
As	2-20	20	8000	0.1-40	0.1-97
B	5-30	25	1000	2-270	20-300
Ba	-	-	-	100-3000	10-5000
Be	1-5	10	2300	0.01-40	1-15
Bi	-	-	-	0.1-13	-
Cd	0.1-1	3	200	0.01-2	-
Co	1-10	50	800	0.05-65	3-70
Cr	2-50	100	20000	5-1500	1-2000
Cu	1-20	100	22000	2-250	1-700
F	50-200	200	8000	20-700	10-3700
Hg	0.1-1	2	500	0.01-0.5	0.01-4.6
Mn	-	-	-	20-10000	2-7000
Mo	1-5	5	200	0.1-40	3-15
Ni	2-50	50	10000	2-750	5-700
Pb	0.1-20	100	4000	2-300	10-700
Sb	0.1-5	5	-	0.2-10	1-8.8
Se	0.1-5	10	1200	0.01-12	0.1-4.3
Sn	1-20	50	800	1-200	0.1-10
Sr	-	-	-	4-2000	5-3000
Ti	100-5000	5000	20000	150-25000	70-20000
V	10-100	50	1000	3-500	7-500
Zn	3-50	300	20000	1-900	5-2900
Br	1-10	10	100	-	-
Ga	0.5-10	10	300	-	-
TI	0.1-0.5	1	40	0.1-0.8	-
U	0.1-1	5	115	-	-
Zr	10-300	300	6000	-	-
W	-	-	-	0.5-83	-

20a táblázat

Élelmiszerek maximálisan megengedhető fémtartalma

mg/kg anyagban. 8/1985. (X.21.) EüM rendelet

Élelmiszer fajtája	As	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn
Tej	0.05	0.01	0.1	0.01	0.4	5
Kondenz tej, tejpor	**	**	**	**	**	**
Sajt	0.3	0.02	0.5	0.05	*	*
Túró	0.3	0.02	0.25	0.02	*	*
Tejszín, tejföl	0.1	0.02	0.5	0.05	*	*
Vaj	0.1	0.02	0.1	0.02	*	*
Friss hús (sertés,juh,marha)	0.5	0.02	0.5	0.1	5	70
Hentesárúk	0.5	0.03	0.5	0.1	5	70
Húskészítmények fémdobozban	1	0.03	2	0.2	10	70
Májkrémek fémdobozban	1	0.03	2	0.2	20	70
Vadhús és készítményei	1	0.05	1	0.1	5	60
Baromfi (izomszövet)	0.5	0.03	1	0.05	2	30
Belsősegek vese nélkül	0.5	0.1	1	0.5	60	100
Vese	1	0.1	1	1	60	100
Szalonna, zsiradékok	0.1	0.01	0.1	0.02	0.5	5
Édesvízi halak, halkészítm.	1	0.3	2	0.3	*	*
Tengeri halak, halkészítm.	5	0.5	2	0.3	*	*
Liszt, gabonaőrlemény	0.1	0.02	0.5	0.1	5	30
Száraz hüvelyesek	0.5	0.02	0.5	0.1	*	*
Friss/fagyasztott gyümölcs	0.5	0.01	0.2	0.03	*	*
Száritott gyümölcs	4	0.05	2	0.5	*	*
Étkezési zselatin, pektin	0.5	0.02	5	0.2	20	60
Friss/fagyasztott zöldség	0.5	0.01	0.3	0.03	*	*
Friss burgonya	0.3	0.03	0.3	0.03	*	*
Száritott zöldség	4	0.05	2	0.3	*	*
Zöldség/gyümölcs (fémdoboz)	0.5	0.01	1	0.1	10	10
Zöldség/gyümölcs (üvegben)	0.5	0.01	0.4	0.05	10	10
Paradicsompüré	0.5	0.05	3	0.1	25	20
Friss gomba, gombaételek	0.5	0.05	1	0.1	10	20
Tojás	0.1	0.02	0.3	0.02	*	*
Tojáspor	0.5	0.08	1.5	0.1	*	*

* Határérték nem szükséges. Kivétel a Cu-tartalmú növényvédőszerrel kezelt friss gyümölcs és zöldség, ahol a megengedett maximum 10 mg/kg

** Tejjé történő visszaalakítás után a tej előírásai érvényesek

20b táblázat

Élelmiszerek maximálisan megengedhető fémtartalma

mg/kg anyagban. 8/1985. (X.21.) EüM rendelet

Élelmiszer fajtája	As	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn
---------------------------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------	-----------

Cukor (kristály, kocka, por)	0.1	0.01	0.5	0.02	2	3
Cukorka	0.1	0.02	1	0.05	5	5
Kakaópor	0.5	0.02	2	0.5	*	*
Csokoládé/készítmények	0.5	0.01	1	0.5	*	*
Növényi zsír/étolaj/margarin	0.1	0.02	0.1	0.02	0.4	5
Étkezési só	1	0.01	2	0.2	5	20
Fűszerek	1	0.05	5	0.2	*	*
Csecsemőtápszer tejporok	0.05	0.01	0.2	0.02	*	*
Bébiételek (zöldség,gyümölcs)	0.1	0.01	0.2	0.02	*	*
Szódavíz, ásványvíz, ivóvíz	0.05	0.001	0.05	0.005	1	1
Üdítők, ivólevek	0.1	0.01	0.3	0.05	5	5
Bor, sör, szeszesitalok	0.2	0.01	0.3	0.05	10	10

* Határérték nem szükséges. Kivétel a Cu-tartalmú növényvédőszerrel kezelt friss gyümölcs, zöldség (megengedett: 10 mg/kg).

20c táblázat

Élelmiszerek maximálisan megengedhető óntartalma
mg/kg termékben. 8/1985. (X.21.) EüM rendelet

Élelmiszerkészítmény	Sn
Tartósított élelmiszer és ital fémdobozban	200
Tartósított élelmiszer üvegben	50
Bébiételek fémdobozban	100
Bébiételek üvegben	25
Italok egyéb csomagolásban	5
Paradicsom ivólé	20

Megjegyzés: Tartósított élelmiszer alumíniumdobozban:
max. 200 mg/kg Al

21. táblázat

Takarmányok maximálisan megengedhető káros elemtartalma
mg/kg anyagban. 4/1990. (II.28.) MÉM rendelet

Takarmány	As	Pb	Hg	Cd	F
-----------	----	----	----	----	---

Növényi eredetű alapanyagok	-	-	-	0.5	-
Állati eredetű alapanyagok	-	-	-	2	500
Alapanyag 8 % P-tartalom felett	10	30	-	0.5	2000
Egyéb takarmány-alapanyag	2	10	0.1	-	150
Keverék kutya, macska részére	-	-	0.4	-	-
Keverék tejelő állatok részére	-	-	-	-	30
Keverék kérődzők részére	-	30	-	-	50
Keverék növendék kérődzők részére	-	20	-	-	-
Keverék sertés részére	-	-	-	-	100
Keverék csibék részére	-	-	-	-	250
Egyéb baromfitáp	-	-	-	-	350
Egyéb takarmánykeverék	2	5	0.1	0.5	150
Takarmánykiegészítők	4	10	0.2	0.5	125
Ásványi takarmány	12	30	-	0.75	-
Zöldlisztek, here- és lucernaliszt, száraz és nedves répaszelet	4	-	-	-	-
Halliszt	10	-	0.5	-	-

A Közös Piac tagországai egyeztetett agrárpolitika keretében a 80-as évek eleje óta igyekeznek visszaszorítani a műtrágyák használatát, korlátozni az állattartást és a szerves trágya-termelést, kivonni az érzékeny talajokat a művelésből stb. A szerző azonban hangsúlyozza, hogy mindeddig csak ajánlások és irányelvek születtek. A trágyák alkalmazását szabályozó külön törvényi jóváhagyásra még nem került sor. A törvényi szabályozás az alábbi, aggodalomra okot adó problémákat érintheti majd (Nychas 1990):

- A trágyázás által okozott nitráatterhelés, ivóvízvédelem.
- Élő vizek eutrofizálódása, tápanyagterhelés és minőségromlás a kimosódás, szél és víz általi erózió, szedimentáció eredményeképpen.
- Talajok szennyezése nehézfémekkel, káros elemekkel, a műtrágyák és a szerves trágyák okozta terhelés ill. túltrágyázás eredményeképpen, valamint szennyvizekkel és szennyvíziszapokkal.
- Légszennyeződés a műtrágyák okozta nitrogénoxidok és ammónia, valamint a szerves trágyák ammónia, CO₂ stb. terhelése következtében. Mindez jelentős mértékben járul hozzá olyan globális problémákhoz, mint az üvegházhatás, az ózon degradációja az atmo-szférában, savas esők és erdőpusztulás.
- Természetes és féltermészetes biotópok, tájak degradációja a nagy-táblás gépesített és kemizált gazdálkodás eredményeképpen.

6. A svéd mezőgazdaság megítélése környezetvédelmi szempontból

A skandináv államok, különösen a svédek, közismerten élen járnak sérülékeny környezetük védelmében. Svédország is az egységesülő Európa ill. a Közös Piac felé közeledik, előkészíti szigorú környezetvédelmi szabványait és előírásait, melyek érintik a mezőgazdasági termelést. Úgy gondoljuk, hogy az ottani törekvések, szemléletek bemutatása segíthet a hazai mezőgazdaság és környezetvédelem jövőjének kialakításában. Tekintsük a svéd példát esettanulmánynak és élménybeszámolónak (Kádár 1990).

Skandinávia talajai fiatalok (a jégkor későn ért véget), a gránitpajzs talajai és vizei kevésbé meszesek, tehát az elsavanyodásra és a nehézfém akkumulációra hajlamosabbak. Svédország nem tipikus mezőgazdasági ország, hiszen területének durván fele erdő, egyharmada pedig hegyvidék, mocsár és tó. A művelt terület három millió hektár körüli, alig 1/10-e az összesnek. Az állattenyésztés északon gyakran legeltetésre támaszkodik. Termesztett főbb növények a kalászosok, melyek a gyepekkel együtt a művelt terület 2/3-át foglalják el. Fontosak még az olajos növények, valamint helyenként a cukorrépa és a burgonya. A mezőgazdaság fő bevételét a tej és a hús jelenti, fő állata a szarvasmarha.

Az ötvenes években, ill. a század első felében a hagyományos gazdálkodás keretében még nem különült el az állattenyésztés és a növénytermesztés a farmokon. Az istállótrágya pótolhatatlanul értékes anyagnak számított és vetésforgók uralkodtak a herefüves gyepváltó gabonagazdálkodási viszonyok között. Ma is meghatározó a családi farm 30-50 ha átlagos méretével, de a gazdálkodás jellege megváltozott. Bizonyos körzetekben az állattenyésztés dominál és itt a szerves trágya túltermelése okozza a legfőbb környezeti gondot. Másutt elkülönült a növénytermesztés, mely főként árugabonát, néha repcét, valamint Dél-Svédországban cukorrépát jelent. A környezeti problémák itt Bertilsson (1990) és Gustavsson (1990) szerint az alábbiakban jelentkeznek:

1. Ugrásszerűen megnő a növényvel nem fedett és erózióknak kitétt talajfelület részaránya.
2. Megjelenik a döntően kalászos növényeket reprezentáló leegyszerűsített vetésforgó ill. monokultúra annak minden hátrányával.

3. Általánossá válik e talajok tömörödése, szerkezetromlása, szerves anyag csökkenése.
4. A gazdálkodás erőteljesen függ a műtrágyáktól és a növényvédőszerektől, a túltrágyázás és a túlvédekezés lassan zsákutcába torkollik.

Állami ösztönzésre ma már a művelt terület mintegy 10 %-a parlagon marad az agrártútermelés, főként a gabona és a tej miatt. Viták folynak az alternatív növények termesztéséről energianyerésre (etanol), valamint új olajos és gyógyászati alapanyagot jelentő kultúrák bevonásáról. Míg a hektárra vonatkoztatott műtrágyafelhasználás a 60-as években hazánkhoz hasonlóan gyorsan nőtt és elérte a hazai felhasználás 2/3-át a 70-es évek közepére, azóta csökkenő, főként a P és K. A gabonatermések trendje viszont növekvő 5-6 t/ha országos termésátlagokkal. A mezőgazdasági környezetszennyezés főbb forrásait az alábbiakban látják (Andersson 1990, Gustavsson 1989):

1. A túlzott nitrogén és foszfor műtrágyázás által indukált szennyezése a talajoknak, főként pedig az élővizeknek.
2. Az állattartó telepek ammónia szennyezése, mely a nitrát képződésén keresztül a svéd tavak elsavanyodását és eutrofizációját gyorsítja.
3. A műtrágyák és szennyvíziszapok káros elem terhelése, mely hosszú távon a svéd talajokban főként Cd akkumulációt és ezzel együtt a táplálékláncban a Cd növekvő jelenlétét okozhatja.

Újabban alacsonyabb, 40-50 mg Cd/kg P szennyezettségű foszforitokat használnak műtrágyagyártásra, így a talajok Cd akkumulációja 0.5-1.0 g/ha/év körül maradhat. Kíváncsnak tartanak a műtrágya Cd tartalmát 25 mg/kg P értékre leszállítani, mely közelítően az istállótrágya Cd koncentrációjának felelne meg. Kísérleteznek a Cd-mentes szuperfoszfát előállításával. A szennyvíziszapok mezőgazdasági területen akkor használhatók fel, ha azok Cd tartalma 5 ppm alatt van szárazanyagra vetítve. A gazdák még így sem hajlandók földjeiken a szennyvíziszapokat felhasználni. A mezőgazdaságot érintő törvényi és jogszabályi korlátozások az alábbiak (Bertilsson 1990):

1. Az állatsűrűséget a trágyatermelés alapján limitálják, mégpedig a szerves trágya P-tartalma függvényében. Az összes felhasznált trágya P-készlete nem haladhatja meg a növények P-igényét, mely évente és hektáronként 20 kg elemi P körül adódik, azaz 40-50 kg/ha P_2O_5 . Mindez 1.6 tejelő tehén vagy 10.5 hízó sertés tartását engedélyezi ha-ra vetítve. A korlátozás ugyan 1995-ben lép majd életbe, de új farmok alapítása, ill. az állattenyésztés bővítése esetén már 1990 óta alkalmazni kell.

2. A szerves trágyák kijuttatása téli időszakban, december 1. és február 20. között tilos. A vízközei területeken és a déli körzetekben 1995-től csak a gyepek és az őszi vetések alá adható szerves trágya augusztus 1. és november 30. között. A közbülső időben gondoskodni kell a szerves trágyák tárolásáról. A szarvasmarha tartásakor 8, míg a sertés és baromfi tartásakor 10 hónapra elegendő tárolókapacitás szükséges 1995-től, a jelenlegi 5 hónap helyett.
3. A kormány 20 %-os hozzájárulást nyújt a tárolókapacitás bővítéséhez, maximum 25 ezer korona összeggel. Az átállás érdekében a mintegy 20 ezer körüli, legalább 25 számosállattal rendelkező gazdaság ingyenes és kötelező szaktanácsadásban részesül. A szerves trágyák egyenletes kiszórását segítő, központi kutatási és fejlesztési programok indultak a kiszolgáló technika (trágyaszórók, injektálók) színvonalának emelésére.
4. A nitrogén és foszfor műtrágyákra kivetett környezetvédelmi adót 1988-ban megduplázták. A "zöldadó" mértéke 0.60 SEK/kg N és 1.20 SEK/kg P_2O_5 , mely a vételárnak mintegy 10 %-át jelentette. Az évtized végére kb. 20 %-os csökkentést kívánnak elérni. Amennyiben a trendek ezt nem valószínűsítik, úgy a zöldadót növelni fogják a felhasználás visszaszorítására.
5. Állandó, növényvel való fedettséget kívánnak biztosítani a művelt területeken. E célból az áttelelő növényeket szorgalmazzák, mint a gyepek, őszi vetésű gabonák és olajosnövények. Részben a forgót sűrítik ilyen kultúrákkal, esetleg köztesként alkalmazzák. A köztes (catchcrop) növény fő funkciója, hogy felvegye a talaj mobilis tápanyagain, megakadályozva azok kilúgzását és a környezetterhelést csökkentve ezáltal, beleértve az erózióellenes hatásait is. A zöld felületet, a szántók 40 %-os átlagos évi fedettségét 60 %-ra tervezik növelni 1995-re. A terveket a Nemzeti Mezőgazdasági Bizottság konkrétan, körzetekre is kidolgozta.
6. Külön programok indultak a környezetvédelmi beavatkozásokat megalapozó kutatások támogatására. Az ammónia szennyezést 1995-re 25, 2000-re pedig 50 %-kal kívánják csökkenteni. Az első lépést elérhetőnek ítélik a meglevő ismeretek és az ismert technikai megoldások alapján, mint pl. az istállótrágya helyes kezelése, kijuttatását követő azonnali bedolgozása a talajba. A második fázis kiterjedt kutatásokat igényelhet (istállók ventillációja, hígtrágyák zárt rendszerben való mozgása stb.).

A káros fémek terén különös figyelmet szentelnek két elemnek. A Cd a szárazföldi, a Hg a vízi (tavak, halászat) rendszerekben halmozódik fel vizsgálataik szerint. Mindkét elem fő kibocsátója Svédországban az ipar

és a tüzelés, valamint részben a mezőgazdaság által alkalmazott trágyaszerek és növényvédelmi anyagok. A Cd mobilitása miatt veszélyezteti a táplálékláncot, felezési ideje hosszú, tartós jelenléte hosszú távú következményeivel számolni kell. Az élelmiszerek Cd terhelését 75 %-ban a kalászosoknak, zöldségféléknek és a burgonyának tulajdonítják.

A svéd talajok nehézfém tartalmáról a 22. táblázat tájékoztat. Amint az adatokból látható, a talajok átlagos nehézfém készletének néhány vagy néhány tized %-a felvehető. Kivételt képez a Cd, melynek

22. táblázat

A svéd talajok nehézfém tartalma Andersson (1990) szerint

Elemek neve,	jele	Átlagos tartalom ppm	Feltalajban kg/ha	Könnyen oldható frakció %-a
Higany	Hg	0.06	0.15	5 alatt
Kadmium	Cd	0.22	0.55	41
Kobalt	Co	4.8	12	0.8 alatt
Nikkel	Ni	8.7	22	3.0
Réz	Cu	14.6	37	1.8
Króm	Cr	15.7	39	0.5
Ólom	Pb	15.9	40	6.5
Cink	Zn	59	149	5.0
Mangán	Mn	405	1012	7.0

Könnyen oldható frakció = 1 M ammónium-acetátban (pH 4.8) oldható

ammónium-acetát oldható aránya 41 %, a kicserélhető Cd mennyisége pedig 10-20 %, mely Andersson (1990) szerint közvetlenül felvehető a növény számára. Tapasztalatai szerint a nehézfémek többsége megkötődik a talajban. A Svédországban lefolytatott meszezési és trágyázási szabadföldi tartamkísérletekben, ahol a nehézfémek háttérszennyeződését vizsgálták a hagyományos NPK műtrágyázási szint, ill. a pH függvényében azt találták, hogy a meszezéssel erősen csökkent a Mn, Zn, Ni felvétele, mérsékelten a Cd és Cu, míg nem volt egyértelmű változás a Pb, As, Cr esetében.

A növényfajok szerint is eltérő volt a meszezés hatása. A Cd felvétele mérséklődött a gabonaszalmában és a gyepekben, tehát a vegetatív részekben, míg ez a szemben általában nem volt bizonyítható. A meszezés tehát nem univerzális és minden esetben hatékony eszköze a

szennyezés csökkentésének, marad a szennyezőforrások kontrollja. Magas Cd szintet észleltek bizonyos régiók erdeiben élő vad-állatokban, s ezt az elsavanyodó talajokra vezetik vissza. A jávor-szarvas és az őz belsőségének fogyasztását az egészségügyi hatóságok nem javasolják, mivel a káros elemeket főként a máj és a vese akkumulálja. A jávorszarvas jelentőségére utal, hogy Svédországban évente mintegy 130 ezer állatot lőnek ki. A savas esők nemcsak a talajok és vizek pH-ját csökkentik, hanem jelentős szennyezés okozói is. A csapa-dék által okozott káros elem terhelést Uppsala környékén a 23. táblázat szemlélteti.

23. táblázat

A csapadék által okozott károselem terhelés Uppsala környékén
g/ha/év (In: Andersson 1990)

Elem	1982	1983	1984	1985	1982-85 átlag
Zn	60	50	115	78	76
Pb	44	36	40	42	41
Mn	26	23	47	27	31
Cu	7.4	6.3	7.3	9.0	7.5
Ni	5.4	2.6	3.4	5.5	4.2
As	3.5	2.7	3.5	2.7	3.1
Cr	1.6	1.5	2.2	2.0	1.8
Cd	0.6	0.5	1.0	0.9	0.8
Csapadék (mm)	650	480	575	590	575

A svéd szakemberek számításai szerint a századfordulótól napjainkig mintegy 100-120 g/ha Cd akkumuláció történt a művelésbe vont talajokban foszfor-műtrágyákkal. A növényi felvételt figyelembe véve mindez 80 g/ha tényleges terhelést, szennyezést eredményezhetett. A becsült 0.5-0.6 kg/ha körüli átlagos feltalaj Cd készletéből tehát 10-20 % műtrágya eredetű lehet. A jelenlegi Cd mérleg arra utal, hogy a talajterhelés 2/3-át a trágyázás, 1/3-át a csapadék, a levegőszennyezés okozza. A mérleg egyenlege pozitív, a bevétel mintegy 3-szorosa a veszteségnek, mely a 24. táblázat adatai szerint 1-2 g/ha/év dúsulást okozhat a talajokban.

24. táblázat

A svéd mezőgazdaság becsült Cd mérlege 1985-ben
(Andersson 1990)

Egyenleg tételei	kg/év	g/ha	%
Bevétel			

műtrágyákkal	2900	1.0	46
istállótrágyával	800	0.3	13
szennyvíziszappal	280	0.1	4
meszezőanyagokkal	50	0.0	1
trágyaszerrel összesen	4030	1.4	64
csapadékkal	2300	0.8	36
Mindösszesen	6330	2.2	100
Kiadás			
növényi felvétel	1709	0.6	27
kimosódás	317	0.1	5
összesen	2026	0.7	32
Mérleg egyenlege	+4304	+1.5	+314

A tartamkísérletekben végzett mérések és becslések alapján feltehető, hogy a Cd tartalom megduplázódott az ehető növényi részekben. Ez a folyamat mindaddig folytatódni fog, míg a talajok Cd-terhelése nő. A Hg koncentrációja ma is emelkedő annak ellenére, hogy az ipari, háztartási és a mezőgazdasági kibocsátás már jó ideje csökken. A standard élő csukára megállapított maximális Hg koncentráció 1 ppm, ezen érték felett a kifogott halak kereskedelmi forgalomba nem kerülhetnek. A 83 ezer svéd tóból ma már több mint 10 ezer ezen okból feketelistára került.

A Hg akkumulációjának indikátora szárazföldön a talajok nyers humuszának összetétele. Az északi podzol erdőtalajok szerves anyaga megszűri és tartósan visszatartja e fémet, mert a humusz bomlása és ásványosodása lassan megy végbe. A szennyezett, sűrűn lakott és iparosodott Dél-Svédországban átlagosan ötször annyi Hg található a humuszban, mint északon. Az újabb mohaelemzések, valamint a légköri ülepedések direkt elemzése igazolta a Hg ilyenén forgalmát, a légköri és a talajszennyeződés szoros kapcsolatát. A halak növekvő Hg tartalma ugyanakkor területileg térképszerűen követi a környező talajok (humusz) Hg koncentrációját.

A talajok tehát már nemcsak elnyelői a higanynak, hanem egyre inkább kibocsátók, szennyezők. Az elsavanyodó talajok humusz-vegyületeinek kilúgzásával nő a környező folyók, tavak és tóiszapok, valamint a halak Hg tartalma akkor is, ha a szennyező ipari üzemet pl. már régen felszámolták. És nőhet még sok évtizeden át a jövőben. A régi

terhelés lenyomata tükröződik vissza a talajban és a halakban. A talajok megnövekedett Hg készlete 70 %-ban az emberi tevékenységre vezethető vissza a becslések szerint.

Összefoglalóan megemlíti, hogy ma már a svéd közvélemény is tudatában van annak, hogy az említett jelenségek milyen veszéllyel járnak. A probléma akkumulatív, időben eltolódva és kiszámíthatatlanul jelentkezik. Az újabbkori szakirodalom kémiai időzített bomba (chemical time bomb) jelzővel is illeti a káros elemek megjelenésének eme sajátosságát, viselkedését a táplálékláncban, talajban. Amikor a tragédia felismerhetővé válik és tudatosul, gyakran már nehezen vagy egyáltalán nem kezelhető. A kérdést bonyolítja, hogy bizonyos szennyeződés távoli forrásokból is származhat, az uralkodó szelek meghatározók lehetnek. A háttérszennyeződést pedig egészen távoli források is befolyásolják. A légmozgás jelentőségére, a szennyezés gyors terjedésére példaként szolgálhatott Csernobil esete. És mindez természetesen nemcsak a radioaktív elemekre áll fenn. Amint korábban utaltunk rá, a szennyezők különböző időt tölthetnek a légkörben és egyesek globális szennyeződést okozhatnak.

7. Az alternatív (fenntartó, biológiai) és a kemizált mezőgazdaság megítélése környezetvédelmi szempontból

7.1. Szemléletek az alternatív és a kemizált mezőgazdaságról

A közvélemény sok esetben megkérdőjelezi a kémiai anyagok nagymérvű használatát, erősödik a hagyományos eljárásokra támaszkodó "biológiai mezőgazdaság" iránti érdeklődés. Ma már a hazai szakkörök sem térhetnek ki e problémák megválaszolására elől. Tekintsük át azokat az érveket, melyek a leggyakrabban elhangzanak a kemizált modern mezőgazdasági termeléssel szemben (Voisin 1965, Vester 1982, Anonym 1980, Ceausescu és Ionescu 1980, Staub 1983, Sárközi 1986):

1. A talajokat egyoldalúan telítjük könnyen oldható primér táp-elemekkel, amikor műtrágyázunk vagy szennyvízzel öntözünk. Így a növényben is túlsúlyba juthatnak az egyszerűbb "szerkezet nélküli" vegyületek a polimerek rovására, szabad aminosavak a fehérjék rovására, redukáló cukrok a poliszaharidokkal szemben, szervetlen ásványi formájú tápelemek a szerves vegyületekbe beépült tápelemekkel szemben stb.
2. A fentiekből adódóan hiányos anyagcseréjű és csökkent betegségellenállóságú növényzet fejlődik. A kártevők feladata viszont elpusztítani a selejtes szervezeteket. Az eredmény: egyre inkább rá vagyunk utalva a kémiai növényvédelemre. Utóbbi beavatkozás kitermeli az egyre ellenállóbb élősködő szervezeteket és kialakul a környezetünket terhelő ördögi kör.
3. A növények említett élettani és kémiai összetételének romlása csökkentheti az eltarthatóságot, egyre több konzerváló anyagot igényelve az élelmiszeriparban. Romolhatnak a termékek olyan minőségi jellemzői mint az íz, zamat stb. Az iparszerű állattartó telepeken a hormonokkal, vitaminokkal, ásványi sókkal dúsított, de hiányos anyagcseréjű takarmányokkal táplált állatokon nő a meddőség, a spontán vetélés, anyagcsere-zavarok és lecsökkent betegségellenállóság figyelhető meg.
4. A humán civilizációs betegségek részben az ipari élelmiszerelőállítás következményei, melyek megmutatkoznak az emésztőszervek funkcionális zavaraiiban (fogazat, gyomor, máj, epe stb.). Az egészségtelen táplálék áttételesen vagy közvetlen módon hozzájárul a szív és érrendszer, az ízületek és a bőr, a légző és ivarszervek kóros működéséhez. A degeneratív egyedek és a megbetegedések növekvő számát szintén a tápláléklánc említett anomáliáival hozzák többen összefüggésbe.
5. Környezeti hatásait tekintve utalnak a termőföld degradációjára: erózió, defláció, savanyodás, szikesedés, láposodás, sivatagosodás, humuszanyag csökkenése, talajélet elszegényedése, szermaradványok és káros elemek felszaporodása, rezisztens gyomok és kártevők előretörése.

Közgazdasági oldalról nézve nyomasztóvá válik az ipari termékektől, energiától, valamint a nyersanyagpiacoktól való függőség. Az említett jelenségek összetettségük miatt szabatos kísérletekben nem vizsgálhatók, ill. nehezen bizonyíthatók. Kétségtelen azonban, hogy a felhozott érvek cáfolata sem egyszerű dolog. A biológiai ill. alternatív mezőgazdasággal szemben hangoztatott kifogásokat az alábbiakban lehetne összefoglalni

(Szabó 1975, Anonym 1980, Staub 1983, Pratt 1984, Király 1985, Madas 1985, King 1990 stb.):

- A szerves trágyákból, komposztokból több só, nitrát, nehézfém stb. juthat a földekre és a talajvizekbe, mint a műtrágyákból. A műtrágyát egyébként sem helyettesíthetjük szerves trágyákkal, hiszen nem állnak korlátlanul rendelkezésre.
- Műtrágyák és növényvédőszer nélkül a termékek lecsökkennének, a termékek ára megnőne és éhinség lépne fel. Számos növényi betegség ill. állati kártevő ellen nem lehet védekezni biológiai módszerekkel.
- Nem bizonyított, hogy a biológiai módszerekkel termelt élelmiszerek egészségesebbek. Sőt, csak az ásványi trágyázás bevezetésével válhatnak a növények teljes értékűvé. Az ember soha nem élt oly sokáig erejének teljében, mint ma.
- Minden termesztési mód nevezhető biológiaiának a mezőgazdaságban, hiszen az élő szervezetek révén valósul meg. A biológiai és a modern (sokak, főleg amerikai szerzők szerint a "hagyományos " jelzővel illetett) gazdálkodás között oly csekély a különbség, hogy a külön elnevezés nem is indokolt.
- A biológiai gazdálkodás csak a világnézetileg elkötelezett ideológusok és világmegváltók, valamint a megfélemlített fogyasztók képzeletében létezik.

A mezőgazdaság talán őskori maradványnak tűnhet a városlakó kisember szemében. Hiszen sorvadó ágazat évszázadok óta, a fiatalok elmenekülnek. Állami támogatás híján meg lehetne szüntetni a termelést. Az import élelem olcsóbb lenne a fejlett országokban. Nem piaci viszonyok uralkodnak a mezőgazdaságban. Másrésztől agyonracionalizált ipari ágazat, kiszolgáló és nyersanyagellátó iparrá vált. Termékeinek árát államilag alacsonyan tartják a fogyasztók érdekében, és az üzemi erőforrásokat igyekeznek maximálisan kihasználni: növényt, állatot, termőföldet, tájat, a gazdálkodó családját, tehát az ott élő embert. Ennek van alárendelve a gépesítés, a nagy táblák, monokultúrák (Staub 1983, Buchner és Sturm 1985, Harrach 1992).

Az ún. fejlett, modern (gépesített, kemizált) mezőgazdaság ugyanakkor ökológiai katasztrófaterület: tájképi elszegényedés, a szabadon élő állat- és növényfajok pusztulása, vizek elszennyeződése, szermaradványok és káros elemek feldúsulása a táplálékláncban, a talajok eróziója stb. Végül soron az alacsony termékárak által kiváltott racionalizálás, a jövedelemszerzés kényszere hozza létre a mezőgazdaság

iparosítását, mely összeütközik a természettel, környezettel. A kiút keresése már a század 20-as, 30-as éveiben megkezdődött, különböző biodinamikus irányzatok alakultak Ny-Európában.

Az alternatív gazdálkodás különféle irányzatait ma az IFOAM (International Federation of Organic Agriculture Movement) nemzetközi szinten fogja össze. Titkársága az Egyesült Államokban van. A szerves vagy fenntartó gazdálkodást követő irányzatok az élőlényhez hasonló szerveződésnek tekintik a mezőgazdasági üzemet, melyben az élő formák változatossága (önmagukat egyensúlyban tartják), valamint a zárt örökös anyagforgalom (szerves anyagok, trágyák visszajuttatása) valósítja meg a stabilitást. Megjegyezzük, hogy vannak szélsőséges vélemények képviselői, akik kategórikusan tiltják a kemikáliák használatát, pl. növényi tápanyag felhasználását műtrágyák formájában.

A fenti célok érdekében a tartós humusz növelésére, az aerob bomlás elősegítésére, a vegyes kultúrák és a táj védelmére helyezik a hangsúlyt. Nem szántanak túl mélyen és gyakran, a talaj lazítását főként a növényre és a földigilisztákra bízják. Természetes módon kívánják elérni a talaj beéredettségét, állandó fedettséget biztosítva. A kisebb gerinces állatok (madarak, sünök, menyétfélék stb.), kételtűek számára élőhelyeket különítenek el. Nem a maximális termés a fő cél minden lehetséges területet felszántva, hanem az erdő, nádas, ligetek, tavak, rét és legelő, kert és gyümölcsös harmonikus arányát létrehozni a tájban.

7.2. Az alternatív gazdálkodás általános megítélése

Az alternatív gazdálkodás tágabb kitekintést igényel és feltételez. Kétségtelen, hogy a békés célú tudomány sem mindenható, a racionális természettudomány összességében nem képes megvédeni a társadalmat az emberi tevékenység káros következményeitől. A bonyolult kölcsönhatásokat általában utólag regisztrálja, amikor a negatív (és sok esetben már jóvátehetetlen) hatások és károk bekövetkeztek. A szûk racionalitáson túl szükség van a mélyebb morális alapelvek elfogadására, mely magában foglalja a környezettel való teljes harmóniát. Beleértve a békés együttélést a társteremtőkkel, emberrel, állattal és a növényvilággal. E nélkül a harmónia nélkül, e magasabbrendű életfelfogás elfogadása nélkül maga az ember sem maradhat fenn.

Jobban kell támaszkodnunk e téren is a történelemre. Meg kellene ismernünk, hogyan élt és táplálkozott az elmúlt korok embere, főként a történelem előtti időkben. A frissen fogyasztott (főként növényi) táplálék kétségtelenül nem vezet természetellenes túltáplálásra. Élettanilag és

genetikailag több szempontból természetellenesnek tekinthető a gyárilag előállított finomított cukor, édesített italok, tömény finomsütemények stb. A természetes élelmiszerekben általában valamilyen arányban van jelen a víz, szénhidrát, sók, cukrok stb. Az édesség (energia) iránti igényt néhány almával kielégíti a gyermek, hiszen vele harmóniában kapja a sókat, vitaminokat, szénhidrátot, rostot, vizet stb. A kólából annál többet kíván, minél többet fogyaszt belőle.

Az oldható és gyorsan véráramba kerülő finomított és egyoldalú táplálékkal analóg jelenség állhat elő, mint az oldódó tápanyagok talajba juttatásával a túlzott és egyoldalú műtrágyázáskor. Az ilyen módon túltáplált egyed (növény, állat, ember) betegségekre, civilizációs vagy túltáplálási betegségekre fogékonyvá válik, hiszen az évmilliók során kialakult biológiai visszacsatolási mechanizmusban a kártevők és károkozók (az állatvilágban pl. a ragadozók) feladata elpusztítani, kiselejtezni az "abnormálisan" táplált egyedeket. Az abnormális táplálás egyaránt jelenthet alul- és túltápláltságot.

A mezőgazdasági termelés közgazdasági megítélését, mint a rentabilitás és hatékonyság, döntően üzemgazdasági szinten értelmezzük. Paradoxon, hogy ez a mérce határozza meg az emberi magatartást - jegyzi meg Staub (1983). Hiszen valójában az üzemen kívüli tényezők a döntők: a nemzetgazdasági, világgazdasági, energetikai, egészségügyi, ökológiai szempontok. A termelékenység és a növekedés dicshimnusa tehát legalábbis felülvizsgálatra szorul. Nem lehet cél az emberek tömeges kizárása a gazdálkodásból, megfosztani az embert a természettel való napi kapcsolat örömétől.

A végsőig fokozott iparszerű állattartásban a munkaerőt tőkével helyettesítik, a bonyolult automata rendszerek lehetővé teszik pl. hogy akár több tízezer baromfit látszólag egy ember gondozzon. Persze ez csak a látszat, hiszen sokszoros munkaerőt jelent a rendszer kiépítése, karbantartása, szállítás, anyagmozgatás és még sorolhatnánk. A döntően kézi munkaerőn alapuló kisüzemek, amint a volt szocialista országok példái mutatták, a művelésbe vont területek néhány %-án (Szovjetunióban 1.5-2.0; Magyarországon 8-10 %) a mezőgazdaságban előállított érték 25-30 %-át adták.

A műtrágyák iránti igény akkor jelentkezik, amikor a talaj a növény ellátását nem képes biztosítani. Az Alföld gazdag talajain és a korábbi gazdálkodás viszonyai között pl. ilyen igény helyenként évszázadokig nem jelentkezett (Cserháti és Kosutány 1887). A tápelemigény más forrásokkal is pótolható. Amennyiben az anyagforgalom zárt és a talaj kielégítően ellátott, műtrágyákra egyáltalán nincs szükség, elvileg sem. Bármilyen nagy termés műtrágyák nélkül is elérhető. Az elmúlt évtizedekben hazánkban uralkodó, nyitott elemforgalomra épülő és pocsékoló

gazdálkodás műtrágyák nélkül azonban nem lett volna képes a termések folyamatos növelésére. Abban a rendszerben igaz volt az az állítás, hogy ha a műtrágyázást megszüntetnénk, termésátlagaink a század eleji színvonalra zuhannának rövid időn belül és akár éhínség is léphetne fel Magyarországon.

A műtrágyázást azonban nem szabad fetisizálni, amint azt a hazai agrárpolitika és a növénytermesztő szakemberek egy része tette és teszi ma is. Persze így van ez másutt is: "Mielőtt országunkban visszatérnénk a biológiai gazdálkodáshoz, valakinek el kell döntenie, melyik 50 millió amerikai haljon éhen vagy éhezzen" - nyilatkozta az Egyesült Államok mezőgazdasági minisztere. Ezzel szemben az ugyancsak amerikai Pimentel (1973) számításai szerint a biocidok totális betiltása csak 7 %-kal növelné a termésveszteségeket az USA-ban és mindez a nemkívánatos termésfeleslegeket csökkentené. Az árak mintegy 9 %-kal emelkednének, átmenetileg. A mezőgazdasági termelés tehát nem függ alapvetően a biocidektől.

Figyelembe kell vennünk az alternatív gazdálkodás hosszú távú előnyeit és kihatásait, melyek pénzben nem fejezhetők ki a mai könyvelési rendszerben. Melyik gazdálkodás jelent nagyobb tájrombolást, ipari és szállítási terhelést, olyan környezetszennyező iparágak virágzását, mint a nehézipar, gépipar, gépjárműipar stb? Hangsúlyoznunk kell az üzemeken belüli erőforrásokra való támaszkodást. A mezőgazdasági termelés és feldolgozás melléktermékei ne szemétként és környezetet veszélyeztető hulladékként jelenjenek meg (istállótrágya, szennyvizek, élelmiszeripari hulladékanyagok stb.), hanem az üzem anyagforgalmát fenntartva és gazdagítva a talajtermékenység megőrzését szolgálják.

Az ökológiai gazdálkodás tehát, amennyiben alkalmazkodik a helyi viszonyokhoz, nem igényel jelentősebb infrastruktúrát úthálózat, közlekedés, vegyipar, gépipar stb. formájában. (Ez persze nem jelenti azt, hogy az apróbb hazai falvainkat és az elhanyagolt tanyákat nem szükséges infrastruktúrálisan fejleszteni a jövőben). Hasonlóképpen nem von maga után olyan mérvű adminisztratív, jogi, bürokratikus centralizált infrastruktúrát, mely a vegyszeres ipari gazdálkodás előfeltétele. Kétségtelenül más szemléletről, életfelfogásról, magatartásról, fogyasztási szokásokról is szó van. A világéhínség problémáját elemezve többen utalnak arra, hogy az USA pl. alig 1/10-ét fogyasztja el közvetlenül a megtermelt gabonának, míg 9/10-e a hústermelést és a külpiaci szükségletet szolgálja. Tehát nem élettani minimum szükségletet.

A túlzott és egészségtelen húsfogyasztás átlagosan 5-7-szer annyi területet igényel a mezőgazdaságtól. Fejlődési modelljeinket, szokásainkat is felül kell majd vizsgálnunk. Az alternatív, kevésbé kemizált és gépesített gazdálkodás több kézi munkaerőt igényel, csökkentheti a

munkanélküliséget és a környezetterhelést egyaránt, stabilabb fenntartó rendszert jelenthet. Ha mélyebben belegondolunk, a közelmúltig uralkodó gazdálkodás valójában nem vett tudomást az objektívnak tűnő, hosszú távú realitásokról. Az alternatív gazdálkodás, a szemléletváltás és a pályamódosítás bizonyos mértékig elkerülhetetlen.

Végző soron minden visszavezethető energiára. A 70-es években, energiaegységben számolva, a fosszilis energia (kőolaj és származékai, földgáz) egy nagyságrenddel olcsóbb volt az élelmiszerénél, valamint három nagyságrenddel az emberi energiánál. A készletek végesek, az árak azóta nőttek. Az élelmiszertermelés energiamérlege, mint ismeretes, annál deficitesebb, minél inkább iparosodott a mezőgazdaság. Az energiahozam és az energia ráfordítás hányadosa a természeti népeknél még 10 feletti. A félig iparosodott országokban 1-10 közötti, míg a fejlett országokban 1 alatti, azaz veszteséges. Az intenzív hízalás, tengeri halászat stb. mérhetetlen energiapazarlásra épülő modern termelési módok.

Az intenzív kemizált-gépesített mezőgazdaság és élelmiszertermelés hatékonysága vitatható. A szárítás, szállítás, raktározás, hűtés, feldolgozás, csomagolás, elosztás műveleteit is figyelembe véve az energiadeficit abszurdá válik. A gyakran felhozott példa: a konzerv kukorica néhány vagy néhány tized % energiát képvisel az előállításához felhasznált energiához képest. A hatalmas energiapazarlás eredményeképpen gyakran élettanilag nemkívánatos terméket értékesítünk és fogyasztunk. Az élelmiszergazdaság egészének teljesítménye így már elhomályosul. Valójában munkamegosztásról, a tevékenységek átcsoportosításáról van szó. A kereskedelmet is figyelembe véve a fetiszizált teljesítmény alig több, "mint egy trópusi önellátó paraszt teljesítménye" (Rusch 1974, Pimentel és Pimentel 1979, Staub 1983, Cast 1984, Okigbo 1991).

Valójában a kőolaj tette iparivá a mezőgazdaságot. Gépesítés ugyan előtte is létezett (gőzeke, lóvontatta munkagépek, szántás és szállítás állati vonóerővel stb.), de a modern gazdálkodás az olajra épül. A belsőégésű motorokon, traktorokon és szállító járműveken túl a peszticidek és a műtrágyák, valamint a műanyagok előállításához is olaj kell. Egy-két generáción belül ez az energiaforrás elfogy vagy megfizethetlenné válik. Persze a szénkészletek még évszázadokig kitarthanak és új, környezetkímélő energiaforrásokra is szert tehet az emberiség. A távolabbi illúziók helyett a már bekövetkezett krízisről beszélhetünk, legalábbis az egyoldalúan kemizált-gépesített "modern" gazdálkodás részleges bukásáról.

7.3. Megjegyzések a gazdálkodás energiamérlegeinek megítéléséhez

Az energiaválság már a 70-es évek elején felszínre hozott néhány lappangó problémát, mely a mezőgazdaságot is érintette. Az energia-pocsékolás mindenképpen környezetterhelést jelent, jogos az alternatív gazdálkodás törekvése, hogy a mezőgazdaság energiaéhségét csökkentse. Hazánkban elsőként Görffy (1975) becsülte meg a 70-es években ajánlott és alkalmazott kukoricatermesztési rendszerek energiamérlegét. A szerző megállapította, hogy elsősorban a racionális műtrágyafelhasználással, valamint a műveléssel takarékoskodhatunk, amennyiben a legnagyobb energiaszükségletet e tételek jelentik mintegy 65 %-kal.

Az intenzív kukoricatermesztés energiamérlege pozitívnak mutatkozott 2.2 hányadossal és közelállt a hasonló technológiát alkalmazó külföldi országok adataihoz. A növénytermelés többi ágazatai összességében kevésbé energiaigényes termelést folytattak, így valószínűsíthető volt, hogy a növénytermelés egésze erősebben pozitív, 2-5 közötti hányadossal. Utóbb Debreczeni (1987) részletes számításaival igazolta, hogy a növénytermesztésünk energiatermelése meghaladja az összes energiafelhasználást a 70-80-as években. Hasonló következtetésre jutott Akócsi et al. (1978).

Az idevágó fontosabb irodalmi források kritikai elemzése alapján fontosnak tartjuk az alábbi szempontokat kiemelni a mezőgazdaság energiamérlegének megítélésében (Pimentel 1973, Rusch 1974, Györffy 1975, Szabolcs 1975, Pimentel és Pimentel 1979, Stout et al. 1979, Anonym 1980, Cast 1984, Todd 1985, Buchner és Sturm 1985, Debreczeni 1987).

1. Az elsődleges növénytermesztés energiamérlegének pozitívumát az állattenyésztés eltüntetheti, amennyiben túlnyomóan nem a legeltetésen alapul. A mezőgazdaság egészének mérlege a fejlett országok egy részében már enyhén negatív. Magyarország növénytermesztő túlsúllyal rendelkező mezőgazdaságában inkább a fordított helyzet állandósulhat.
2. Az élelmiszertermelés egésze negatív mérleggel zárul. Az ipari fejlődéssel párhuzamosan ez a negatívum mindeddig gyorsuló ütemben nőtt. Az elsődleges mezőgazdasági termelés (növénytermesztés + állattenyésztés) részaránya ugyanis csökkenő, mert a feldolgozás-forgalmazás-háztartási előkészítés egyre több energiát igényel. Az USA-ban pl. ez a hányad már a 70-80-as években az energia 5/6-át jelentette.
3. A biogazdálkodás egyes képviselői energiamérlegekre szűkítik le a különböző gazdálkodási módok megítélését. Az előállított élelmi-szerek

értéke azonban nem fejezhető ki pusztán energiatar-talmukkal, mert felhasználásuk során tápértékük (fehérjék, nélkülözhetetlen vitaminok és ásványi elemek hordozói) szabja meg jelentőségüket. Ilyen módon az állattenyésztés is más megvilágítás-ba kerül, mert az állatok nagyrészt az ember számára emészthetetlen anyagokból készítenek nagyértékű élelmiszereket. (Amennyiben legeltető állattartás dominál.)

4. Az energiafajták társadalmi hasznossága eltérő. A 70-es években pl. a természetes földgáz piaci értéke (összevetve az azonos mennyiségű mechanikai energia vagy az emberi izommunka, ill. az élelmiszerek értékével) több nagyságrenddel olcsóbb volt.
5. Valójában egész életmódunk válik egyre energiaigényesebbé. A fejlettebb nyugati országokban az egész élelmiszertermelés energia-felhasználása mindössze 10-15 % körüli az országosból. A mezőgazdasági árutermelés részesedése ezen belül alig néhány %-ot tesz ki. A mezőgazdaság funkciója nem az energiatermelés, hanem az élelmiszerek előállítása. Az energiaátalakítás egyik leghasznosabb formáját valósítja meg, amennyiben olcsó (?) ipari energiával drága élelmiszert termel.
6. A növénytermelés hasznosítja a Nap energiáját a fotoszintézis során. Ennek az energiának egy része nemcsak az élelmiszerekben, hanem a talajban is felhalmozódik és tárolódik. A talaj humusz-anyagaiban, irodalmi becslések szerint, az élő fitomasszával azonos mennyiségű, vagy annál is több energia van. A humuszanyagok energiatar-talmát a lebontó lánc mikroorganizmusain kívül más szervezetek azonban nem képesek hasznosítani. A talaj mint ökoszisztéma funkciója szempontjából a humusz jelentőségét nem energiatar-talma, hanem az anyag (tápelem)-forgalom szabályozásá-ban betöltött szerepe alapján célszerű megítélni.
7. A humuszanyagok energiatar-talma nem vethető össze az élelmiszerek, kőolaj, földgáz stb. értékével a társadalmi hasznosság alapján. A humusz energiakészletének nincs lényegében közvetlen társadalmi, csupán természeti (talajtani, ökológiai) hasznossága. Utóbbi viszont lényeges az egész bioszféra működése szempontjából.

7.4. Talajtermékenység megőrzése a fenntartó gazdálkodásban

A talajtermékenység fenntartásának és a növénytáplálásnak alapelveit az érintett tudományok évszázados fejlődésük során kidolgozták. A fenntartó gazdálkodás követelményei nyomán újragondoljuk ezeket az alapelveket és módszereket. A tudomány és a gyakorlat által bizonyított

alapigazságok azonban nem változnak. Az eddigi kutatások eredményei, a kísérleti kezelések tapasztalatai alapján a legfőbb kérdések megválaszolhatók. A spanyolviaszt nem kell újra felfedezni. A hazai agronómia és növénytaplálás kimagasló képviselői-nek munkáiban a környezetkímélő racionális gazdálkodás szinte minden elemét megtaláljuk (Cserhádi és Kosutány 1887, `Sigmond 1904, Cserhádi 1905, Kreybig 1955, 1956, Grábner 1956, Westsik 1965, Antal et al. 1966, Sarkadi 1975, Láng 1976, Györfly 1976, Bauer 1976, Bócsa 1979, Láng et al. 1983, Szabó 1986 stb.).

Nem a művelésről, a növényvédelemről, a trágyázásról vagy műtrágyázásról kell lemondanunk. Szakítani kell viszont az értelmetlen túlműveléssel, túlvédekezéssel, túltrágyázással, a kukorica és más kapás növény lejtős területeken való vetésével stb. Hasonlóképpen nem erőltethetjük a monokultúrát, ill. ki kell használnunk a növényváltás előnyeit csökkent műtrágyaigényével és növényvédelmével. A monokultúra és a vetésváltás problémáit Györfly (1976) taglalta igen átfogóan a hazai újabb kori irodalomban.

A műtrágyák funkciója a hiányzó elemek pótlása. Amennyiben és amilyen mértékben ez a hiány fennáll, a tápelemet pótolni kell. Amint már Lomonoszov is felismerte, ezzel a talaj hiányosságait küszöböljük ki. Az eredmény termékenyebb és egészségesebb talajélet, növényi produkció, állatvilág és emberi közösségek. A termések különösen monokultúrában csökkennek gyorsan, mert erősebb a kártevők fellépése, valamint a talajtápanyagok egyoldalú használata. Erre mutatunk be példát a 25. táblázatban.

Amennyiben abbahagyjuk a P műtrágyázást a P-ral gyengén ellátott talajon, már az első évektől termés csökkenéssel számolhatunk. A közepesen ellátott talajon azonban még hasonló monokultúras viszo-nyok között is csak a 3-4., míg a jól ellátotton a 6-8. éveket követően következhet be jelentősebb termés csökkenés. Agronómiai szempontból 25. táblázat

Monokultúras termesztés hatása a búza termésére P-trágyázás nélkül és mérsékelt P-trágyázással P-szegény talajon, szabadföldi tartamkísérletben
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1973-1992)

A kísérlet kora	éve	Növényi sorrend	Szemtermés t/ha P-kontroll, P-trágyázott		SzD ₅ %	Terméstöbblet t/ha	%
1	1973	búza	3.89	4.09	0.22	0.27	7
2	1974	búza	5.83	6.67	0.26	0.84	14
3	1975	búza	1.37	2.95	0.45	1.58	115

4	1976	búza	2.07	3.80	0.34	1.73	84
5	1977	búza	2.91	4.15	0.50	1.24	43
6	1978	búza	3.74	5.41	0.42	1.67	45
7	1979	búza	1.53	2.89	0.23	1.36	89
8	1980	búza	4.75	5.99	0.32	1.24	26
9	1981	köles	1.70	1.97	0.33	0.27	16
10	1982	lucerna	5.11	5.93	0.22	0.82	16
11	1983	lucerna	9.60	12.37	0.81	2.77	29
12	1984	lucerna	5.46	8.11	0.56	2.65	48
13	1985	t. árpa	2.94	4.66	0.17	1.70	58
14	1986	búza	2.43	3.60	0.22	1.17	48
15	1987	búza	2.59	3.99	0.33	1.40	54
16	1988	búza	0.88	2.49	0.30	1.61	183
17	1989	búza	2.66	4.49	0.94	1.83	69
18	1990	búza	1.74	3.54	0.59	1.80	103
19	1991	búza	2.79	5.10	0.74	2.31	83
20	1992	búza	3.11	4.54	0.63	1.43	46

**Megjegyzés: Kétévente 120 kg/ha P₂O₅ trágyázás átlagosan, NK
alaptrágyázás évente (köles szem és lucerna széna)**

azonban nem lehet célunk a talaj-P minél teljesebb kihasználására törekednünk, mert ez csak a P-ral gyengén ellátott talajon és kis termések árán válik lehetségessé. Először célszerű a talaj kielégítő ellátottságát elérni talajgazdagító trágyázással, majd ezt követően rátérni a fenntartó trágyázásra és így megőrizni a termékenységet.

A fenntartó ill. ökológiailag kívánatos trágyázás alatt tehát nem a "kisadagú" trágyázást, vagy a trágyázás elhagyását értjük. A szükséges ill. kívánatos fogalmában, amennyiben az adott talajon arra igény van vagy a hiány mértéke indokolja, a talajgazdagító ill. feltöltő trágyázás is természetszerűen benne foglaltatik. Amint a 25. táblázat adataiból látható, mérsékelt fenntartó (a növényi felvételt ellensúlyozó) trágyázás nélkül a termésveszteség iszonyúan nagygyá válhat monokultúrában. A termések felét, esetleg 2/3-át is elveszíthetjük kedvezőtlen években.

A vetésváltásban a termésveszteség trágyázás nélkül is mérsékeltebb (26. táblázat). Bizonyos években és növényeknél azonban itt is rendkívüli módon jelentkezett. Így pl. a burgonyában és az őszi árpában 70-80 %, a repcében, mustárban és a tavaszi árpában 80-120 %, míg az igen gyenge gyökérszettel rendelkező mák esetében 275 %-ot jelent a mérsékelt

trágyázás a trágyázatlan kontrollhoz viszonyítva. A kísérlet 18. évében azonban mindössze 13 % a triticalesban, a kedvező 1991. évben. A vetésváltás tehát önmagában nem képes ellensúlyozni a talaj elszegényedését, a tápelemek pótlását.

Megjegyezzük, hogy a 26. táblázatban ismertetett kísérletben N-hatásokat az első 3 évben egyáltalán nem kaptunk. Sőt a 4. évben is csak 1 t/ha körüli szemtermés többletet. Összesen mintegy 20 t/ha szemtermést adott a kontroll parcella a vizsgált 4 esztendő alatt. Ez mintegy 500 kg/ha N felvételét jelentette a talajból, trágyázás nélkül. A jelenség könnyen magyarázható. A kísérlet beállítását megelőzően az elővetemény többéves lucerna volt. A pillangós forgók N-igénye tehát drasztikusan csökkenthető.

A 4. évet követően a N-hatások rendre jelentkeztek évenként és növényenként eltérő mértékben. A kísérlet 18 éve alatt a talaj N-szolgáltatása átlagosan 60-120 kg/ha mennyiség között adódott. Tehát mindenféle N-trágyázás, ill. pillangós növények beiktatása nélkül is ennyi N-t szolgáltathat ez a humuszos csernozjom. Azaz 3-5 t/ha GE-nek megfelelő terméseket tartósan nyerhetünk, a jelenlegi agrotechnikai színvonal mellett, mindenféle N trágyázás nélkül is. Amennyiben pillangós volt az elővetemény (szója, borsó), ez a N-szolgáltatás 100-150 kg/ha/év körülire emelkedett.

Az alternatív gazdálkodásban kerüljük a monokultúrát és így a pillangósok, valamint a talaj N-szolgáltatását (a talaj szerves anyagának ásványosodása, szabadon élő N-kötő mikroorganizmusok, endo-

26. táblázat

Főbb szántóföldi növények termésének alakulása vetésváltásban
trágyázás nélkül és mérsékelten műtrágyázva,
szabadföldi tartamkísérletben
(Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1974-1993.)

A kísérlet kora éve	Növényi sorrend	Főtermés t/ha		SzD ₅ %	Terméstöbblet t/ha %	
		Kontroll, Műtrágyázott*				
1 1974	búza	4.62	6.11	0.79	1.49	32
2 1975	búza	3.53	5.50	0.56	1.95	55
3 1976	kukorica	4.29	5.67	1.06	1.38	32
4 1977	kukorica	8.46	9.86	0.94	1.40	16
5 1978	burgonya	13.40	24.00	5.10	10.60	79
6 1979	ő. árpa	2.46	4.18	0.61	1.72	70
7 1980	zab	4.87	5.90	0.60	1.03	21
8 1981	cukorrépa	41.60	56.30	8.40	14.70	35

9	1982	napraforgó	2.67	3.42	0.68	0.75	28
10	1983	mák	0.20	0.75	0.26	0.55	275
11	1984	repce	0.69	1.38	0.65	0.69	100
12	1985	mustár	1.15	2.12	0.46	0.97	84
13	1986	t. árpa	2.37	5.24	0.69	2.87	121
14	1987	olajlen	1.48	1.78	0.48	0.30	20
15	1988	szója	1.63	1.89	0.46	0.26	16
16	1989	kender	4.69	6.77	0.95	2.08	44
17	1990	borsó	1.09	1.61	0.38	0.52	48
18	1991	triticale	5.40	6.11	1.14	0.71	13
19	1992	cirok	2.59	3.50	0.62	0.91	35
20	1993	kukorica	6.57	5.74	1.11	- 0.83	-13

*Műtrágyázás: Évente 100 kg/ha N adagot, valamint a "közepes" PK ellátottság fenntartását jelenti (N₁P₁K₁ kezelések)

mikorrhiza gombák feltáró tevékenysége, levegőből származó nitrát és ammónia) felhasználjuk. Az endomikorrhiza gombák felveszik a talajból a fontos tápelemeket pl. az általában minimumban található nitrogént és foszfort, cserébe pedig cukrokat és más szerves anyagokat kapnak a gazdanövénytől. Hifáikkal sokszorosára növelhetik a növény víz- és tápanyagfeltáró képességét, mivel ezek a gyökerek felületén találhatók. E talajon az említett gombákat sikerült izolálnunk (Szécsi et al. 1989).

Az alternatív gazdálkodás során nem törekszünk mindenáron a maximális termések elérésére. A csökkenő hozadék törvénye szerint (ellaposodó termésgörbe) az elérhető maximális termés alatt helyezkedik el a maximálisan gazdaságos termés optimuma. A műtrágyázási szaktanácsadás minden esetben csupán becslést jelent, hiszen a trágyaadag pontosan nem határozható meg. Hasonlóképpen a termések pontosan nem tervezhetők, az időjárás előre nem ismerhető meg, tehát a trágyaigényt meghatározó körülmények csak durván becsülhetők. Az ökológiai szemléletű szaktanácsadásban azon túl, hogy nem törekszünk a termésmaximumokra, a trágyázási filozófiánkban az alábbiakra támaszkodunk:

1. A termésbiztonságra törekvés szellemében eddig "biztonsági okok"-ból túltrágyáztunk. A környezet biztonsága érdekében inkább enyhén alultrágyázzunk.

2. Eddig a forgó legtrágyaigényesebb növénye szabta meg a trágyázás szintjét. A jövőben megelégszünk az átlagos trágyaigény figyelembevételével.
3. Utóbbi azt is jelenti, hogy újra visszatérünk a "közepes" vagy "kielégítő" (5 ellátottsági kategória esetén) ellátottság elfogadásához, nem törekszünk az e feletti ellátottság (feltöltöttség) elérésére. Itt az évenkénti mérsékelt (fenntartó) trágyázás biztosítja a kielégítő termésszinteket, valamint a talajtermékenység újratelődését a növényi felvételek (mérleg) alapján.

A fenntartó, megőrző gazdálkodás a fejlődő világ számára talán még fontosabb, mint számunkra. Afrika kiterjedt térségeiben már ma is a túlélés egyetlen reményét jelentheti. Amint többen említik, míg a környezet pusztulását kikényszerítő emberi magatartás mögött a fejlődő országokban a szegénység, addig a fejlett országokban a gazdagság és a túlfogyasztás iránti kényszer lelhető fel. A fenntartó mezőgazdaság iránti érdeklődés, a helyi östermelés és életmód körülményeihez adaptálva, Afrika szegény országaiban is megnőtt. Erről számol be Okigbo (1991) átfogó munkája.

8. A közelmúlt gazdálkodásának hatása talajaink szennyezésére és összevetése Ny-Európával

Az elmúlt évtizedekben a gépesítés és a kemizáció eredményeként hazánkban is rohamosan nőtt a termőföldek veszélyeztetettsége. A káros folyamatok méreteit, részben talán szubjektív megítélésre támaszkodva, az alábbiakban becsülik (Szabó 1975, 1983, Szabolcs és Várallyay 1978, Szemes 1983, Madas 1985, Sárközi 1986, Ángyán és Menyhért 1988, Várallyay 1989, 1990 stb.):

1. A mezőgazdasági terület 1945 óta évente átlagosan 20 ezer hektárral csökkent. A termőföldnek nem volt sem értéke, sem gazdája.
2. Erősödött a talajpusztulás, a szél- és vízerózió, mely az ország 40-50 %-át érintheti. A síkvidéken a szélerózió, dombos vidékeinken pedig a

vízerózió jelentős. Mindezt erősítette a nyitott nagytáblás gazdálkodás, a helyenként hegyoldalra került kukoricatermesztés.

3. Főként az erózió és defláció miatt csökkent a talajok humusztartalma, romlott szerkezetük, degradálódhatott a talajélet. Mindez a potenciális termékenységet érinti hátrányosan, a műtrágyák látszólagos hatékonysága nő (utóbbiak nélkül egyre instabilabbak a termésszintek).
4. Megnőtt a másodlagos szikesedés és láposodás által érintett terület, valamint a savanyú talajok aránya.
5. A gyomflóra elszegényedése maga után vonta a kiirthatatlan rezisztens gyomfajok erőteljes fellépését.
6. Nőtt a szennyvizekkel, szennyvíziszapokkal, ipari és kommunális szeméttel (mérgekkel) szennyezett területek aránya.
7. Összességében az egész mezőgazdaságunk rendkívül sérülékeny, erősen függ a külső energia, vegyszer, gép stb. ellátástól. Csökken hatékonysága, versenyképessége, áru nehezebben adható el. Nem képes ellensúlyozni az árarányok (agrárrolló) romlását.

Felmerülhet a kérdés, milyen mérvű talajaink (növényeink) szennyezettsége Ny-Európához viszonyítva. Hiszen gazdaságunk versenyképessége a "tiszt" termékek előállításának képességétől függhet a nyugat-európai export tekintetében. A szennyezés mértékének egzakt megállapítása és összevetése nehézségekbe ütközik. A következtetések levonásához az alábbi megfontolásokra utalhatunk:

- Milyen mérvű a terhelés, az emisszió a vizsgált régiókban?
- Mióta tart ez a folyamat, melyek a múltbani trendvonalai?
- Milyen mérvű a környezet elemeinek ellenállása, puffer- és szűrő képessége (illetve érzékenysége) a környezeti stresszel szemben, mint pl. az elsavanyodás, tápelem és nehézfém túlterhelés stb?
- Milyen mérvű az állampolgár és az adminisztráció környezetvédelmi tudata, tűrőképessége? Mennyiben védekezik aktívan és tudatosan egész életmódjával (háztartás, közlekedés, munkahely) a hétköznapiak során?
- Az ipar, közlekedés, mezőgazdaság, szolgáltatás, oktatás, tehát az egész nemzetgazdaság általános állapota és felépítményeinek alkalmazkodóképessége a változó körülményekben.

A potenciális terhelés, az emisszió mértéke történelmileg tekintve kisebb lehetett hazánkban. Milyen érvek hozhatók fel e mellett:

1. Fejletlenebb volt az ipar, bányászat, közlekedés, energiatermelés és kevésbé intenzíven gazdálkodtunk. Főként a század első felében, a 60-as évekig.
2. Jóval alacsonyabb népsűrűségünk és életszínvonalunk.
3. Természetes környezetünk ellenállóbb a káros terheléssel szemben. Vizeink elsavanyodásra nem hajlamosak, folyóink és tavaink meszesek. Talajaink nagyobb része kolloidokban gazdagabb, kötöttebb, meszes altalajon képződött vagy már a felső rétegben is meszes.

Tehát az intenzívebb környezetszennyezés rövidebb múltra tekint vissza, a tápanyagok és környezetterhelő elemek akkumulációja kevésbé előrehaladott. Eltekintve egyes régióktól, góctól. Az említett előnyös helyzetünk azonban gyorsan megváltozott, főként az utóbbi 2-3 évtizedben:

1. Nőtt a környezetszennyező ipari, bányászati (meddőhányók) tevékenység.
2. Ugrásszerűen emelkedett a turizmus, a vele járó közlekedési-szolgáltatási stb. környezetterhelő tevékenységgel.
3. A mezőgazdaság kemizálása és gépesítése kiteljesedett (túl trágyázás, túlvédekezés, túlművelés stb. jelenségével párosulva).
4. Nőtt a lakosság életszínvonala (szemét és szennyvíz termelése), mobilitása és élettér igénye (közlekedés, nyaralók a tájban).
5. Mindezzel nem tartott lépést a környezetvédelmi tudat erősödése.
6. Az elavult ipar, a pocsékoló mezőgazdaság, az oktatás, az adminisztráció stb. képtelen volt alkalmazkodni a környezeti elvárásokhoz.

Az említett okok miatt ipari körzeteink és nagyvárosaink levegője, talaja és növényzete erősen szennyezetté vált. A mezőgazdasági művelés alatt álló területeinken, legalábbis a jelenlegi ismereteink és adataink alapján, a környezet állapota nem tekinthető tragikusnak. Talajaink és vizeink bizonyos tekintetben kevésbé szennyezettek, mint Ny-Európa számos térségében. Ennek ellenére termékeink nem kellően versenyképesek. A technológiai lazaság, a nem kellően megalapozott szaktanácsadás következtében gyakran túllépik a megengedhető nitrát,

nehézfém vagy szermaradvány határértékeket, vagy egyéb minőségi paramétereknek nem tesznek eleget.

Az egyre szigorodó közös piaci szabványok betartása csak a rendkívül szigorú technológiai fegyelem és tudományos igényű gazdálkodás, ill. irányítás mellett lehetséges. A növényi termékek minőségét és tisztaságát folyamatosan ellenőriznie (monitoring) kell majd az egységes műszerparkkal rendelkező állami ill. szaktanácsadói mérőhaláznak. A szűrőpróbaszerűen végzett elemzés nem elégíti ki a vásárlót (pl. "a káros anyag előfordulása 2-3 % között van"). A fogyasztó biztos akar lenni abban, hogy az általa vásárolt tétel mentes a káros anyagoktól. Az élelmiszereket, a tételes vizsgálatot követően, minőségi jeggyel kell ellátni (márkajelzés) és hamisításra alkalmatlan csomagolásban forgalomba hozni.

A tudományos igényű szaktanácsadás lehetőséget nyújt az üzemi természetstechnológia láncszemeinek kontrolljára is a rendszeres végtermék-ellenőrzésen túlmenően. Szükség lesz a talajok és növények elsődleges szennyeződését megelőző korlátozó intézkedésekre, beleértve a gazdálkodási tevékenység korlátait, a svéd példához hasonlóan. A hagyományos talajvédelem alapvetően a talajok termelési funkcióját volt hivatott védeni. Előtérbe kerül a talajok környezetvédelmi szempontból fontos szűrő és pufferoló funkciójának védelme, mely hosszú távú kihatásait tekintve alapvető.

9. Szakmai intézkedések, kutatási prioritások

A mezőgazdaság alapvető érdeke a környezetterhelés csökkentése, ezért az agrárszférában tevékenykedőknek minden területen (ipar, közlekedés, települések) támogatniuk kell a környezetvédelmi erőfeszítéseket. A korábban gyakran tapasztalt szembenállásnak nincs létalapja. Az energaintenzív pályáról a zártabb ökológiai gazdálkodásra való átállás nemcsak a mezőgazdasági szennyezőforrások radikális csökkentését eredményezheti, hanem a kiszolgáló ágazatokban is drasztikusan mérsékelheti a környezet terhelését, úgymint a nehéziparban, mezőgazdasági gép- és járműiparban stb. A szűkebben vett szakmai intézkedéseket az alábbiakban kíséreljük meg áttekinteni:

1. A termőföld mennyiségi és minőségi védelmét biztosító jogszabályok és előírások további szigorítása és végrehajtásuk helyszíni ellenőrzése.
2. Az állatsűrűség és a trágyatermelés korlátozása a pontszerű szennyeződések elkerülése és a fokozottan védett területek (Balaton, kiemelt vízvédelmi körzetek stb.) megőrzése érdekében.
3. A műtrágyák és növényvédőszeresek állami támogatása helyett azok jövőbeni adóztatása.
4. Kémiai növényvédelem alkalmazása csak kifejezetten kárelhárító jelleggel és szakmai felügyelettel történhet. Az ún. "technológiába iktatott védekezés", ha kell ha nem alapon, kerülendő és üldözendő.
5. A szennyezett területeken (ipari körzetek, nagyvárosok az autó-pályák mentén) közvetlen fogyasztásra termelt növények forgalmazásának és fogyasztásának tiltása. Felülvizsgálandó a Budapest lakosságát jórészt kiszolgáló zöldségtermelő gyűrű funkciója, hozzájárulása a főváros lakosságának terheléséhez, egészségügyi helyzetéhez.
6. A környezeti feltételeknek megfelelő táblaméretek és üzemméretek, valamint agrotechnika visszaállítása, melyek a talajpusztulást lehetetlenné teszik. Az emberi léptékű üzemeknek és tábláknak legyenek gazdái, olyan tulajdonosai, akik érzelmileg is kötődnek hozzá és hosszú távú védelmében, a talaj megőrzésében személyesen is érdekelték.

7. Végül olyan új szaktanácsadási módszer és rendszer létrehozása, mely a tudomány eredményeit és az ökológiai alapelveket alapul véve biztosítja a környezetkímélő gazdálkodás feltételeit.

A környezetvédelmet érintő kutatási prioritások közül vázlatosan kiemelhető:

1. A főbb hazai talajok és növények háttérszennyeződésének számbavétele.
2. A talajokat és növényeket terhelő szennyezőforrások (atmoszférából származó nedves és száraz ülepedés, közlekedés, műtrágyák, szerves trágyák, peszticidek, öntözés stb.) hatásának vizsgálata.
3. A káros elemek talajban és növényben történő akkumulációjának, valamint mobilitásának vizsgálata. A növényi felvehetőséget befolyásoló agrotechnikai beavatkozások, mint a trágyázás, meszezés, művelés stb. kölcsönhatásainak megismerése.
4. Talaj- és növényvizsgálati határkoncentrációk megállapítása eltérő szituációkban (talajtulajdonságok, növényfaj, tápláltság, antagonizmusok stb.). A talajok és növények környezeti stresszel szembeni ellenállóképessége növelésének módozatai.
5. A káros elemek forgalmának becslése (mérlegei), országos szinten a hosszú távú folyamatok előrejelzése az országos szintű áttekintés ill. beavatkozás céljából.
6. A talaj-növény-állat(ember) tápláléklánc vizsgálata egzakt szabadföldi kísérletek, valamint az arra épülő takarmányozási-etetési vizsgálatok alapján.

Kétségtelenül a nemzetközi környezetvédelmi programokkal (UNEP, UNESCO, Duna Project, Ember és Bioszféra stb.) való szorosabb együttműködésre lesz szükség. Az új kutatási eredményeket a hazai oktatás és szaktanácsadás minden szintjén integrálni és érvényesíteni kell majd. A mezőgazdasági kutatási hálózatban elsősorban helyzetfeltáró vizsgálatok, valamint a hozzá kapcsolódó védekezési eljárások kidolgozása kerülhet előtérbe. Az alapkutatásokra épülő, perspektívákat feltáró elemzések számára ma még az MTA intézményei sikeresen vállalkozhatnak. A kutatási programok tételes kidolgozása, végrehajtása és irányítása terén a vezető (nem adminisztratív) kutató egyéniségek meghatározó szerepét, alkotói szabadságát és felelősségét kell elfogadni.

A szakmai kérdésekben nem kompetens hivatalnokok, politikusok és ún. "tudománypolitikusok" felelőtlen beavatkozásait korlátoznunk kell a jövőben.

Meg kell határozni a különböző talajok megengedhető "összes" károsanyag tartalmát, egységes módszertant alkalmazva. A forgalomba-zott trágyaszerek összetételének ismeretében (műtrágyák, szerves trágyák, szennyvíziszapok, talajjavítók stb.) előírható a felhasználás korlátozása és a terhelési érték a talajtulajdonságok függvényében. Ismernünk kell talajaink oldható ill. felvehető elemtartalmát. Tudatában kell lennünk, hogy a határkoncentrációk csak a talajtulaj-donságok függvényében értelmezhetők. A korábban oldhatatlan (immobilis és ezért nem mérgező) frakció oldhatóvá és mérgezővé válhat, amennyiben pl. a talaj elsavanyodik. A talajelemzési adatok és az összefüggések ismeretében ilyenén változások előre jelezhetők és kiküszöbölhetők.

A káros elemek és nehézfémek egy része felhalmozódhat a növényben (amint a korábbi fejezetben láttuk) vagy a növény felületén anélkül, hogy annak fejlődését károsítaná. A növényevő állat vagy az ember számára mindez veszélyt jelenthet. Meg kell állapítani tehát a felvehetőséget az ember és az állat számára elemenként és állatfajonként. Esetenként a növényevő állat nem károsodik kimutathatóan a terhelés-kor, de valamely szervében a káros elem nagy mértékben feldúsulhat. A tápláléklánc végén álló ragadozók és az ember számára ez a gyakran nagyságrenddel megnövelt koncentráció már igen veszélyessé válhat tartós fogyasztás esetén. A fogyasztandó termékekre és az ivóvízre meghatározzák ezért a káros elemek beltartalmi határértékeit, valamint a napi fogyasztási normákat is.

A környezetvédelem igényei szükségessé teszik, hogy az elkülönült szaktudományok képviselői átlépjék eddigi tevékenységük határait és közösen vizsgálják az összetett jelenségeket, ahogy azok a természetben megnyilvánulnak. Enélkül az egész, a valóság nem ismerhető meg. Az interdiszciplináris megközelítés a rokon természettudományok részvételén túl a társadalomtudományok (jog, közgazdaságtan) részvételét is igényli. Az együttműködés lassan jön létre, feltételei nehezen teremthetők meg és nem önmaguktól.

A környezetvédelem feladatai összehangolt tevékenységet igényelnek és össztársadalmi érdeket fogalmaznak meg, ezért az állami tevékenység részét képezik. Egyedül az állam képes a központi szabályozásra, a megfelelő hatósági feladatok ellátására. A kielégítő működés feltételeihez (infrastruktúra) kell sorolnunk többek között:

- a megfelelő intézményi háttérrel, egységes irányítást,

- a megfelelő laboratóriumi hálózatot, egységes műszerparkot,
- a megfelelően kiképzett személyi állományt.

A költségeket döntően az államnak kell viselnie, beleértve a szaktanácsadás terheit is. Ez nem pusztán a termelő vagy kistermelő gazda érdeke, hanem közérdek. A földet valójában csak használja a termelő akkor is, ha jogilag az egyedüli tulajdonosa. A gazdálkodás, a föld- és vízhasználat nem pusztán termelési aktus, hanem az egész társadalom létfeltételeit meghatározó élettér, ill. természeti erőforrás használatát jelenti. A tulajdonos termelő csak a föld (víz) környezetkímélő használatára jogosult. Amennyiben erre nem képes, úgy a használatától eltiltható, ill. jogosítványa megvonható.

A gazdálkodás magas szintű ismereteket igényel, ezért folytatása némely nyugat-európai országban vizsgálóhoz vagy diplomához kötött. A gazdát segíti az állam a szaktanácsadáson keresztül, mely az útmutatásokon túl korlátokat is előírhat és ellenőrzési funkciót is elláthat. Hazánkban e feladatok végzésére pl. a Növény- és Talajvédelmi Szolgálat hálózata, a szükséges átképzést és műszaki fejlesztést követően, valamint tudományos-módszertani irányítást létrehozva, alkalmas lehet.

A hazai vizsgálatok és kísérletek korlátozott volta miatt elsősorban a nemzetközi szabványokat adaptáljuk, és pótoljuk a hiányzó adatokat. A szabványok fejlesztése folyamatos feladat. A normatívák meghatározása és a szabványosítási tevékenység megköveteli, hogy az illetékes állami szervek szakértői szabványelőkészítő grémiumokat működtessenek, a tudomány legjobb képviselőit ide is bevonják, és velük a kapcsolatokat folyamatosan ápolják. A legújabb ismeretek és kutatási eredmények függvényében folyamatosan revideálni kell az állandóan működő grémiumoknak pl.:

- a termőföld védelmével kapcsolatos normatívákat,
- a növényi termékek minőségére, összetételére vonatkozó szabályokat,
- a trágyaszerek és talajjavító anyagok felhasználására vonatkozó előírásokat,
- a gazdálkodást korlátozó normatívákat (állatsűrűség, trágyatermelés stb.),
- a szaktanácsadás alapelveit és módszereit érintő előírásokat.

A folyamatosan szigorodó közös piaci normatívák és szabványok hazai adaptálhatóságát, a felmerülő kutatási igényeket megfogalmazva állandóan elemezni kell. A legkorszerűbb, számítógépekkel összekapcsolt automata mérőrendszerek (levegő, víz, talaj) is vajmi keveset érnek azonban a szükséges jogi keretek nélkül. A jogi szabályozásba mind a hatásköri, mind a technikai háttérnek az írott szabályokba, eljárási

előírásokba foglalása és a kényszerítő büntető szankcióknak kimunkálása beletartozik. A jogi szabályozás tárgya lehet a víz, a levegő, a talaj, a növény, az állat. (A vízjog rendkívül fejlett az USA egyes száraz déli államaiban, ahol ez a természeti erőforrás korlátozó tényező. A dél-kaliforniai Los Angeles városa pl. sokszáz mérföldről kénytelen szállítani ill. vásárolni a vizet.)

A hatékony jogi védelem és a bírságolás szempontjából is meg kell határozni a talajt érő káros szennyeződések fajtáit, határértékeit. A jognak fix pontra van szüksége az ítélethez, nem tűri a bizonytalanságot. A természettudományban ilyen fix pontok nem léteznek, hiszen a toxicitás, a terhelhetőség (felvehetőség) a talajtulajdonságok és a növényfaj stb. függvénye. Utóbbira nem a rendeletben, hanem annak végrehajtási utasításában utalnak. Ebből adódóan: "Előfordulhat, hogy valamely szennyezés az engedélyezés szempontjából nem káros, a bírságolás szempontjából viszont igen. A szabályszerű engedély alapján megépített tisztítóberendezés tehát nem mentesíti a létesítőt a bírság-fizetés alól" - jegyzi meg Kilényi (1979). A kár tekintetében mutatkozó nagyfokú bizonytalanság annak tulajdonítható, hogy e jogi fogalom tartalmát voltaképpen nem jogi, hanem inkább fizikai, kémiai és biológiai tényezők határozzák meg. Ezt az ellentmondást hivatott feloldani az interdiszciplináris megközelítés.

A megkívánt időszerű tudományközi együttműködés hiányában a jogalkotók képtelenek a "károsság" fogalmát célszerűen alkalmazni. A talajszennyezést megállapító helyszíni vizsgálat egyben az államigazgatási eljárás része és olyan elsődleges bizonyítási eljárásnak tekinthető, amelyet a mért adatok és határértékek alapján követhet hatósági intézkedés. A szankcionálás azonban ma még gyakran elmarad, mert az egyértelmű metodika, határértékek és azok értelmezése, jogi formába öntése nem megoldott. A hatékony környezetvédelem igényel-né, hogy a jogalkotók is bekapcsolódjanak (már a korai szakaszban) a határértékek és az irányelvek megfogalmazásába, a szabványügyi grémiumok munkájába és az irányelveket előkészítő bizottságokba.

A környezetvédelem differenciált védekezést jelent a helyi környezeti jellemzők alapján. Hiszen időtől és helytől, a körülményektől független határérték táblázatok nem megfelelőek. A talajokat, térségeket kategorizáljuk és más bírságot javasolunk a különös védelemre szoruló körzetekben és talajokon, vízvédelmi területeken. Mint ismert, a környezetszennyezés okozta károk becslése számos nehézségbe ütközhet:

- Az okozati összefüggések nem közvetlenek és egyértelműek.
- Az okozott károk ritkán fejezhetők ki pénzben.

- Nehéz felderíteni mind a károkozók, mind a károsultak körét.

Amint erre utalnak, a hagyományos polgári jogi kár fogalma e téren nem alkalmazható, a kiszabott bírságok aránya a globális károkhoz viszonyítva elenyésző. Szükségessé válik a tényleges kár megállapítása azonban a jövőben, mely a "károkozó fizet" elv érvényesítését jelentené az eredeti állapot visszaállításának költségeivel. (Már amennyiben az eredeti állapot egyáltalán visszaállítható, hiszen a környezet elemeit nem emberi kéz hozta létre és működését sem értjük átfogóan.)

A mezőgazdasági környezetvédelem a földművelési tárca elsődleges felelőssége. Illetékességi területén hatósági felügyeletet kell gyakorolnia és érvényt szereznie az ökológiai gazdálkodás alapelveinek. Mivel a tárca elsődlegesen a termelést koordinálja rövid távú termelés-politikai érdekeknek megfelelően, szükség van független környezetvédelmi ellenőrző hálózatra és tudományos testületekre, melyek mint kívülállóak "másodfokon" felülbírálnak és ellenőrizhetik a FM hatóságok ítéleteit, ellenőrzik méréseit stb. Az említett tudományos testületekbe célszerű lenne olyan szakembereket felkérni a jövőben, akik nem egy tárcához tartozó és attól egzisztenciálisan függő intézményekben vagy tanszékeken dolgoznak, hanem független és ismert külső kutatók.

10. A település, ipar és a közlekedés légszennyező hatása és a talajterhelés

Amint az általános részben az 1. táblázat bemutatása kapcsán említettük, az emberi tevékenység nyomán nagyságrendekkel több elem szóródhat szét a környezetben, mint a természeti folyamatokkal. A bányászat, majd a kinyerés, pörkölés, a fosszilis anyagok égetése és a közlekedés által az elemek egy része a levegőbe kerül gázok, gőzök és por alakjában. Nriagu (1989) globálisan is megbecsülte az antropogén és természetes forrásokból légkörbe jutó mikroelemek mennyiségét, közölve a medián, valamint a minimum és maximum értékeket 1000 t/év mértékegységben (27. táblázat).

Természetes légköri szennyeződést az alábbi tényezők hozhatnak létre:

- Vulkanikus kitörésekből származó por és pernye.
- Meteoritokból származó kozmikus por.
- Fedetlen talajfelszín és a sivatagok szél által szállított pora.
- Erdők és sztyeppék felégetésekor keletkező pernye és por.
- Levegőbe kerülő növényi és állati eredetű szerves részecskék.
- Tengervízből széllel elszállított aerosol, sókristályok.

A 27. táblázat adatai arra utalnak, hogy a vizsgált mikroelemek nagyobb hányadánál az antropogén hatás a döntő a légkörbe jutást illetően. Az ólomszennyezést csaknem kizárólag az ember indukálja. Ennek oka, hogy a közlekedéssel extrém mennyiségű Pb juthatott a levegőbe az ólmozott benzinből. Természetesen más lesz a szennyezetlen távoli vidékek légkörének mikroelem koncentrációja, mint a sűrűn lakott városoké, ipartelepeké, közutaké. Az antropogén hatást jól mutatja Semb (1978) összeállítása, melyet tájékoztató jelleggel a 28. táblázat foglal össze. A bemutatott eredmények szerint a legtöbb elem száz- vagy esetleg néhány százszoros akkumulációt ér el a települések és városok légterében.

27. táblázat

Antropogén és természetes forrásokból légkörbe jutott mikroelemek mennyisége a Földön 1983-ban Nriagu (1989) becslése nyomán

(1000 t/év)

Elem jele	Antropogén Médián	Természetes Médián	Össz. emisszió Médián	Antropogén %-ban
Mo	3.3	3.0	6.3	52
Sb	3.5	2.4	5.9	59
Hg	3.6	2.5	6.1	59
Se	6.3	9.3	15.6	42
Cd	7.6	1.3	8.9	85
As	19	12	31	61
Cr	30	44	74	41
Cu	35	28	63	56
Mn	38	317	355	11
Ni	56	30	86	65
V	86	28	114	75
Zn	132	45	177	66
Pb	332	12	344	96
Elem	Min/Max	Min/Max	Min/Max	Természetes %-a
Mo	0.8 - 5.4	0.1 - 5.8	0.9 - 11	48
Sb	1.5 - 5.5	0.1 - 4.7	1.6 - 10	41
Hg	0.9 - 6.2	0.1 - 4.9	1.0 - 11	41
Se	3.0 - 9.7	0.7 - 1.8	2.5 - 24	48
Cd	3.1 - 12	0.2 - 2.6	3.2 - 15	15
As	12 - 26	0.9 - 23	13 - 49	39
Cr	7 - 54	4.5 - 83	12 - 137	59
Cu	20 - 51	2.3 - 54	22 - 105	44
Mn	11 - 66	52 - 582	63 - 648	89
Ni	24 - 87	3 - 57	27 - 144	35
V	30 - 142	2 - 54	32 - 220	25
Zn	70 - 194	4 - 86	74 - 280	34
Pb	289 - 376	1 - 23	290 - 399	4

Természetes: Óceánok és a talaj alapvetően

Antropogén: Kohászat, tüzelés, közlekedés döntően

28. táblázat

**A légkör mikroelem szennyezőinek változása antropogén hatásra, ng/m³
(Semb 1978)**

Elem jele	Szennyezetlen terület		Vidék Angliában		Városok felett	
	Új Kanada	Jungfrau	Shetland	Berks	Liege	Oslo
Al	66	71	56	260	1550	700
Fe	71	78	59	310	2800	6100
Na	18	24	2000	760	665	-
Cl	9	8	3100	2000	2040	-
Zn	3.8	36	33	140	2800	3100
Mn	1.5	4.7	3	20	92	780
Cu	0.9	2.1	6	10	213	-
Br	0.5	3.0	18	65	106	920
Cr	0.6	1.0	1	4	-	26
As	0.3	0.6	1.4	4.8	26	-
V	0.2	0.7	2.2	14.0	21	35
I	0.2	0.5	-	-	6	-
Sb	0.1	0.5	0.5	2.2	9	16
Se	0.04	0.1	0.4	1.2	4	-
Co	0.04	0.1	0.1	0.4	3	-
Pb	-	-	30	150	-	2500

Ezt a dúsulást, szennyezést számszerűsíti a 29. táblázat. Az ólom és a szelén 2000-szeresére is nőhet az ipari körzetekben, de még Anglia vidéki körzeteiben is eléri az 1300, ill. 700-szoros töménységet a normál talajok átlagos elemi összetételéhez viszonyítva. Kiemelkedő, több százszoros még a kadmium, cink, réz és antimon szennyeződés is az iparosodott vidékeken. A kalcium és a vas mindössze néhányszorosa a talaj készletének, nem minősülnek érdemi szennyezőnek. Az 5 alatti dúsulási értéket olyan földalkotók képezik, mint az Al, Si, Fe, Mn, K, Ca, Mg, Ti, melyek a földkéreg leggyakoribb elemei és ökológiai jelentőségük általában alárendelt.

29. táblázat

A levegő aeroszol mintáinak elemzési együtthatója az átlagos talajösszetételhez viszonyítva (Semb 1978)

Elem jele	Birkens (1)	Mintavételi helyek Snasa (2)	Anglia (3)
Pb	2800	1800	1300
Se	2800	850	700
Cd	620	320	-
Zn	600	300	300
Cu	290	230	-
Sb	170	70	30
V	22	12	10
Mn	10	3	2
Cr	8	7	5
Ca	4	6	-
Fe	2	2	-

(1), (2) - Dél-Norvégia iparosodott körzetei
(3) - Angliai vidék

Lássuk, mi a helyzet hazánkban? Az újabb felmérés eredményeit Molnár és munkatársai közzölték 1993-ban. A mintavételek az alábbiak voltak:

1. Budapest belvárosa, ELTE épülete, 20 m magasságban
2. Budapest határa, Légekfizikai Intézet, 4 m magasságban, az első mintavételi helytől 15 km-re DK-re
3. K-pusztai állomás, Duna-Tisza köze, 20 m magasságban a fák koro-nája felett. Az állomás a vidék háttérszennyezettségét reprezentálja 70 km-re DK irányban az 1. mintavételi helytől

A 3. mintavételi hely egy vonalban helyezkedik el DK-i irányban, az uralkodó ÉNy-i szelek frontján. Az időjárási, csapadékeloszlási viszonyok a nem nagy távolság miatt hasonlóak. A mintavétel egységes módon történt hetente 1-1 napon 1991. 07- 02. - 1991. 12. 16. között, összesen 25-25 minta begyűjtésével. A debreceni ATOMKI az aeroszol mintákban meghatározta a 13 atomszám feletti elemek mennyiségét, melyekből 19 elem volt kimutatható. Az aeroszol minták anyagát a 4 m³/nap átlagos levegőminták adták.

Amint a 30. táblázatban látható, legnagyobb mennyiségben a S, Si, Ca, K, Fe, Al fordulnak elő. Feltüntettük a dúsulási együtthatókat is. Utóbbiak alapján is megállapíthatjuk, hogy míg a S a legnagyobb szennyező K-pusztán, addig a Si, Ca, K, Fe, Al, Ti talajalkotók és érdemi szennyezést nem mutatnak. Az Al-hoz viszonyított dúsulás alapján K-pusztán igen erős szennyezésre utal a S és As (2-3 ezerszeres), erős szennyezést mutat az Pb, Zn és Cl (több százszoros), közepes terhelést a Cu, Cr, Co, Ni és P (13-68-szoros).

30. táblázat

Aerosol elemi összetétele és az Al-hoz viszonyított dúsulási faktora vidéki, főváros környéki és belvárosi mérőhelyen
(Molnár, Mészáros és Bozó 1993)

Elem jele	K-pusztá		Budapest környéke		Budapest belváros	
	ng/m ³	D	ng/m ³	D	ng/m ³	D
Al	131	1	290	1	274	1
Si	292	0.5	884	0.7	785	0.7
P	15	13	34	14	44	18
S	869	3147	1685	2764	1870	3249
Cl	34	215	81	232	125	379
K	185	6	378	6	435	7
Ca	256	6	862	9	1220	13
Ti	12	2	42	3	39	3
V	2	19	4	19	6	28
Cr	5	59	8	42	10	58
Mn	3	3	13	6	13	6
Fe	194	3	499	3	715	5
Co	2	40	6	68	7	83
Ni	2	26	4	26	6	41
Cu	4	68	12	80	22	158
Zn	22	335	47	324	136	1001
As	4	2265	10	2778	22	6443
Pb	10	824	82	2950	203	7710

Budapest felé haladva nő a földalkotó elemek (tehát a portartalom) mennyisége, valamint a terhelést jelző dúsulási együttható. A belvárosban 20-szoros az aerosolban mért Pb mennyisége a háttérszennyezéshez képest, a szennyezetlen levegőt reprezentáló talajösszetételhez viszonyítva pedig csaknem 8000-szeres. Hasonló nagyságrendi

változásokat jelez az As, S, Zn. Jelentős a Cl 380, valamint a Cu 160 dúsulási együtthatóval. A rangsorban a Co, Cr, Ni, V, P, Ca mutat 10 feletti akkumulációt, azaz mérsékelt szennyezést. A bemutatott adatok arra utalnak, hogy Budapest és közvetlen környékének levegője erősen szennyezett nemzetközi összehasonlításban is, bár a vizsgált időszakban nem érte el pl. Milánó szennyezettségét a legtöbb vizsgált elemben (31. táblázat).

31. táblázat

A levegő aeroszol mintáinak elemi összetétele Milánóban, Budapesten és Bécsben, ng/m³

Elem	Milánó	Budapest	Bécs
S	9100	1870	1870
K	900	435	280
Ca	1100	1220	970
Ti	100	39	30
V	100	6	11
Cr	10	10	6
Mn	9	13	19
Fe	5000	715	520
Zn	800	136	50
Pb	500	203	83
Cu	100	22	20
As	20	22	-
Ni	10	6	11

Forrás: Molnár, A. - Mészáros, E. - Bozó, L. (1993): Elemental composition of atmospheric aerosol particles under different conditions in Hungary. *Atm. Env.* 27A, 2457-2461.

A szennyezők a levegőből a föld felszínére, a talajra és a felszíni vizekbe jutnak. Az antropogén forrásokból levegőbe bocsátott, valamint a levegőből a felszínre jutó elemek mennyiségét Mészáros és munkatársai (1993) hazánkban is megbecsülték. A 32. táblázat eredményei szerint a légszennyezők alapvetően nedves ülepedéssel, az esővízzel csapódnak ki. A Cd terhelés nagyobb részben a környező országokból ered, hasonlóképpen a Zn kibocsátás is külföldi eredetű döntően. A közölt értékeket a szerzők tájékoztató jellegűnek tekintik az alkalmazott módszer bizonytalanságai miatt.

32. táblázat

**Antropogén forrásokból levegőbe bocsátott, valamint a levegőből
felszínre jutó elemek teljes mennyisége Magyarországon (t/év)
Mészáros et al. (1993) nyomán**

Elem jele	Emisszió, kibocsátás	Száraz ülepedés	Nedves ülepedés	Nedves ülepedés* g/ha/év
Cd	8	5.2	47	4.5-5.7
Co	24	8.8	25	2.3-3.1
Cu	509	26	359	2.4-5.5
Fe	?	?	2294	150-390
Mn	160	?	313	25-44
Ni	162	12	127	7-22
Pb	888	30	719	74-84
Ti	?	?	45	3-6
V	389	12	109	6-16
Zn	280	10	1891	160-230

* Farkasfa (Dunántúl), K-pusztá (Duna-Tisza köze) és Napkor (Tiszántúl) állomásokon mért hozamok minimum és maximum adatai

A táblázatban közölt nedves ülepedés g/ha/év irányszámait természetesen mások lesznek a sűrűn lakott települések és iparvidékek körzetében. Nagyságrendi eltérések adódnak a szennyező források közelében. A Németországban mért adatok magas terhelést mutatnak már a vidéki körzetekben is (sűrűn lakott ország, erősen iparosodott, fejlett közlekedéssel). A városokban tovább nő a kiülepedett elemek tömege, míg a maximális értékek jelzik a szennyező források hatását. Amint a 33. táblázatban látható, évente akár több, esetleg több száz kg/ha Zn, vagy 14-15 kg/ha Pb, 4 kg/ha Ni, 1 kg/ha Cd rakódhat a talajra.

33. táblázat

**Mikroelemek kiülepedése Németországban, g/ha/év
(Blum 1990)**

Elemek	Vidék	Városok	Mért maximum
Zn	180-1800	365-1100	328.500
Pb	110- 290	365-1100	14.600

Ni	20- 110	37- 290	4.380
Cd	3- 16	4- 37	1.100

A talajok összetétele gyökeresen megváltozhat, különösen hosszabb időszak, pl. egy évszázad alatt. A szennyező források közelében több száz vagy ezer kg/ha káros elem akkumulálódik. A szennyezőtől távolodva csökken a terhelés, pl. a Zn és Pb kicsiny részecskéket alkot, melyek a felhők keletkezési magasságáig is eljutva távoli vidékeket szennyezhetnek. Várkonyi (1982) közlése szerint a levegő aerosol Pb tartalma a kevésbé szennyezett budai hegyekben és a Balaton-parton $0.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alatti volt, míg Budapest belvárosában ennek tízszeresét, az Pb-feldolgozó üzemek körzetében százszorosát mérték maximálisan a 70-es években. A porszennyezés szintén egy nagyságrenddel nagyobbak adódott Budapest területén. (34. tábl.)

34. táblázat

A levegő aerosol Pb-tartalma eltérő szennyezettségű területeken,
(Várkonyi 1982)

Mérés helye	Pb $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mérés éve
Balaton-part	0.0 - 0.5	1978
Budai hegyek	0.0 - 0.5	1977-79
Budapest belváros	1 - 5	1977-79
Pb feldolgozó 600 m	4 - 5	1977
Pb feldolgozó 200 m	28 - 40	1977

Porterhelés: Balaton-part $20 \text{ t}/\text{km}^2/\text{év} = 0.2 \text{ t}/\text{ha}/\text{év} = 20 \text{ g}/\text{m}^2$
Budapest $100\text{-}200 \text{ t}/\text{km}^2/\text{év} = 1\text{-}2 \text{ t}/\text{ha}/\text{év} = 200\text{-}300 \text{ g}/\text{m}^2$

Mészáros és Várkonyi (1979) szerint a $\text{SO}_2 = 171, 73, 14$; míg a NO_2 28, 16, $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ évi középértéket mutatott a belváros, város-széle, K-pusztá vonalon haladva a levegőben. A csapadékvízzel 15-20 kg N, ill. 24 kg S érkezik országosan egy hektárra. A szennyezett belvárosban ennek akár 10-szerese is előfordulhat, tehát a városi talajok bizonyos elemekben összehasonlíthatatlanul intenzívebben terhelődnek.

10.1. A hazai vizsgálatok értékelése (Budapest térsége, útkörnyezet)

A 60-as években világszerte felfigyeltek a közlekedési utak környezeti elemeiben (talaj, növényzet, állatok, vizek, levegő) végbemenő nehézfém dúsulásra. Különös figyelmet szenteltek a mérgező Pb jelenlétének. Hazánkban is elkezdődtek ezek a felmérések, melyeket a legkülönbözőbb intézmények végeztek. Bekapcsolódtak a vizsgálatokba a közlekedéstudomány, légkörfizika, talajtan, vízgazdálkodás, városépítés terén érdekelt egyetemi tanszékek, kutatóintézetek, szaktanácsadó szervezetek egyéni iniciativa vagy központilag megrendelt és koordinált vizsgálatokkal. A továbbiakban érintőlegesen csak azon munkákat ismertetjük, melyek metodikailag és tematikailag illeszkednek saját kutatásainkhoz.

A közelmúltig legáltalánosabban használt kopásgátló ólomadalék, mely a motorbenzin kompressziótűrésének javítására szolgált, az Pb-tetraetil és az Pb-tetrametil volt. Ezenkívül más Pb-sókat is használnak égésgyorsítóként, mint az Pb-etil-klorid és -bromid. A kipufogógázból aeroszol, por és szemcsék alakjában jutnak az Pb-vegyületek az útkörnyezetbe. Irodalmi források szerint a kibocsátott Pb 50-70 %-a 5 mikron alatti részecskékből állhat és kiülepedés, kicsapódás, lemosódás útján kerül a környezetbe. Az ember szennyezéséhez hozzájárul a levegő belélegzése, az Pb-mal terhelt növényi és állati termék fogyasztása.

A járművek Pb-emissziója 60-80 mg/km értéket ért el, melynek átlagosan a 3/4-e kerülhet a környezetbe, 1/4-e pedig a kipufogó rendszerben rakódik le. A környezet terhelése függ az ólomadalék mértékétől, üzem módtól (jármű sebessége, fajlagos fogyasztása) és természetesen a forgalom nagyságától. A talajok Pb szennyezettsége és a forgalom intenzitása között Árkosi és Buna (1990) lineáris összefüggést talált. Hasonló összefüggés állapítható meg az expozíciós időtartammal is. Az uralkodó széliránytól függően a Pb-dúsulás pregnánsan kimutatható az úttól 50-100 m széles sávban és 4-5 m légköri magasságban. Ez a közvetlen Pb-immisziós környezet. A levegő Pb-dúsulása a forgalom függvényében exponenciális jelleget mutatott. A hazai útkörnyezet levegője, talaja, növénye hasonlóan terhelt, mint más fejlett országokban (35. táblázat).

35. táblázat

Hazai útkörnyezet Pb terhelésének megítélése nemzetközi összehasonlításban Árkosi és Buna (1990) nyomán

Országok megnevezése	Légkörben $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Talajban mg/kg	Gyomnövényben mg/kg
1. USA átlagosan	1 - 4	150 - 2400	6 - 950

2. Európai adatok	0.4 - 7	-	-
Anglia (főköz. utak)	-	60 - 750	10 - 160
Franciaország (autópálya)	-	500 - 1800	20 - 70
Lengyelország (autópálya)	-	120 - 2800	9 - 37
3. Magyarország			
(autópálya, stb.)	0.1 - 7	60 - 2735	2 - 298
Budapest (belterület)	4 - 27	20 - 1321*	10 - 177*

* MTA TAKI mérései

Az úttól távolodva fokozatosan csökken a növény, talaj, víz terhelése. A talaj felső, 10-20 cm rétege extrém módon feldúsulhat, különösen az útpadkán és annak közvetlen közelében. Az Országos Környezetvédelmi Hivatal (OKTH) megbízásából a legátfogóbb vizsgálatok 1981-85. között történtek a Közlekedéstudományi Intézetben. Az országos felmérés eredményeit a mellékelt 1. sz. *Pb terhelési térkép* szemlélteti. A főbb közlekedési utak talajában és gyepnövényében talált átlagos összes Pb-tartalmat és a viszonyszámokat (dúsulási együtthatók) a 36. táblázat foglalja össze.

Amint a szerzők megállapítják a terhelés főleg a korábbi, még túl nagy 0.6-0.7 g/l Pb tartalomra vezethető vissza. A táblázat adatai szerint a 20 ppm átlagos talajbani Pb-koncentráció az utak közelében 400-1000 ppm közötti tartományba, azaz 20-50-szeresére emelkedett. A növényben (a fű hajtásában) a dúsulás szintén többszörös 2-19

Talaj ólomterhelési térkép
(Árkosi és Buna 1990)

36. táblázat

**Közlekedési útkörnyezet összes Pb szennyezettsége Magyarországon
1981-1985. Árkosi és Buna (1990) nyomán (mg/kg)**

Mérő- állomás	Autópálya Egyéb út	Talajban átlagosan mg/kg	Dúsulás*	Gyepnövényben átlagosan mg/kg	Dúsulás*
1.	M1 Ap,M1 Aú 1.(100-as) Főút	1052	53	30	6
2.	2. Főút	763	38	30	6
3.	3. Főút	659	33	67	13
4.	4. Főút	620	31	65	13
5.	5. Főút	434	22	32	6
6.	6. Főút	604	30	61	13
7.	M-7 Ap, M-7 Aú 7. Főút	588	29	95	19
8.	8. Főút	676	34	12	2.5
9.	47. II.rendű főút	611	31	33	6.6
10.	II.rendű főutak (31,51,53,55,61,65,83)	149	7	6	1.2
Szennyezetlen környezet		20	1	5	1

* Dúsulás a szennyezetlen környezethez viszonyítva
Talajelemzés: cc. HNO₃

viszonyszámokkal. A benzin Pb tartalma 1985-ben 0.7-ről 0.4 g/dm³-re csökkent és korlátozottan Pb-mentes benzin is került forgalomba. A felméréseket 1988-ban folytatták ill. felújították ellenőrzés céljából és két alkalommal (tavasszal és ősszel) az előző talajmintavételi helyek némelyikéről mintákat vettek 1988-ban és 1989-ben. Az eredményeiket a 37. táblázatban tekinthetjük át.

37. táblázat

A 37. táblázat adatai érzékeltetik a mérések, ill. a mintavételek szórásait, hibáját (április, szeptember), valamint az utak bal és jobb oldala közötti eltéréseket, a minimum/maximum és átlag értékeket. A szennyezettségi viszonzszámokat egyaránt kiszámították a tiszta, 20 ppm Pb-tartalmú, a még megengedett 100 ppm Pb-tartalmú környezet, valamint a térség háttérszennyezettségének függvényében. Megállapítható, hogy az útkörnyezet talaja igen erősen terhelt mindhárom viszonyítás alapján és a 3 év előttinek felel meg átlagosan.

Amennyiben a talajok 20 cm-es legszennyezettebb felső rétegének tömegét 3 millió kg/ha-nak vesszük, a természetes tiszta talajokban 10-20 ppm, azaz 30-60 kg/ha Pb-készlettel számolhatunk. A közlekedési utak menti talajok Pb-készlete 400-1000 ppm, azaz 1200-3000 kg/ha Pb-tartalmat jelez. A közvetlen padkán ez a terhelés még többszörösére nőhet. Kérdés, hogy az összes P-készletből mennyi lehet az oldható, a növények számára felvehető? Milyen mértékben vándorolhat lefelé az ólom a talajban és szennyezheti a vizeket? Számos mélységi eloszlási vizsgálat szerint a Pb koncentráció durván 5-10 cm-enként feleződhet a legtöbb talajon és 25 cm alatti rétegben a dúsulás általában nem mutatható ki, csak extrém nagy terhelés esetén.

E téren a két szélső esetet az erdő talaja és a művelt kertek képviselik. Az erdő felső 2 cm avarrétegében extrém módon dúsulnak a szennyezők a lehulló levélzettel. A levelek nagy felületére csapódnak le a levegő szennyező elemei, az erdő mintegy megszűri a légkört. Ebből adódóan erősen veszélyeztetett mind a gyakran savanyú vagy elsavanyodásra hajló talaja, mind a fás növényzete. Az erdőpusztulások egyik oka, hogy a széntüzeléssel döntően légkörbe jutó S és részben NOx hatására képződő savas esőknek kevésbé tud ellenállni.

A kerti talajok már antropogén talajoknak minősülnek, hiszen az emberi tevékenység nyomán gyökeresen megváltoznak. A belterjes művelés, mélyásás és forgatás, erős talajgazdagító trágyázás (szerves-trágyázás, meszezés) 40-50 cm vagy még mélyebb rétegben egyenletes összetételt, humusz- és tápanyagtartalmat, ill. szennyezőelem koncentrációkat eredményezhet. Az alábbiakban bemutatjuk a Blum (1990) által közölt adatokat, melyek az erdő és a kerti talaj pH, Zn, Pb, Cd értékeit foglalják össze a talajszelvények mélységének függvényében hasonló légszennyezettségi körülmények között. Amint a 38. táblázatban látható, az erdőtalaj erősen savanyú a teljes szelvényében, míg a szennyező elemek kiugróan magas koncentrációit az avarrétegben találjuk.

38. táblázat

Az erdő és a kerti talaj pH, Zn, Pb, Cd tartalma hasonló légszennyezettségi körülmények között (Blum 1990).

Szelvény- mélység, cm	Erdőtalajban, mg/kg				Kerti talajban, mg/kg			
	pH	Zn	Pb	Cd	pH	Zn	Pb	Cd
0 - 2	4.7	1020	1020	3.37	7.3	488	187	0.97
2 - 5	4.6	268	240	0.84	7.5	467	193	.92
5 - 10	4.5	116	45	.37	7.5	437	190	.85
10 - 20	4.3	79	23	.25	7.5	381	177	.81
20 - 40	4.3	68	21	.22	7.5	317	151	.67
40 - 60	4.2	65	21	.21	7.7	76	31	.15
60 - 80	4.4	63	16	.20	7.9	40	18	.08

Az útkörnyezet-vizsgálatokkal kapcsolatban megemlítjük, hogy a fő-közlekedési utakat teljes hosszában bejárták és 20 km-enként mintázták a Pb-terhelési térkép elkészítéséhez. A mintavételi helyek (20-20 km távolságban) az úttal párhuzamosan kb. 50 m hosszú és 25-30 m mélységű (padka nélküli) téglalapot jelentettek, melyen 9 pontban 4-4, azaz összesen 36 pontmintát vettek botfúróval mintegy 20 cm mélységről. Az analízishez ebből keverték az átlagmintát, tehát minden mintavételi helyet 1-1 átlagminta reprezentált. A talajmintavételi pontokból egyidejűleg növénymintát is vettek hasonló módon. A gyepek hajtását a föld felett ollóval levágták és a 9x4=36 maroknyi fűtermés örleményét analizálták (Árkosi Ilona, szóbeli közlés).

Iparosodott városi körzetekben a közlekedés, a település és az ipari terhelés hatása összeadódik, egymásra rakódik. Példaképpen be-mutatjuk Nagytétény (Budapest) talajának nehézfém szennyezettségét Szabó (1991) közlése alapján. A vizsgálatokat 1990-ben végezték és elsősorban azokat a kiskerteket mintázták az ólomkohó környékén, ahol konyhakerti növények termesztése folyt. A mintavétel 0-10, 10-20, 20-40 cm mélységet érintett és 4-4 rész minta reprezentált egy átlagmintát. Analízis a hazai gyakorlat szerinti cc. HNO₃ kioldással történt a talaj összes elemtartalmának megítélése céljából. Az uralkodó talajváltozat a meszes, többé vagy kevésbé kötött és humuszos vályog. Az erősen szervesztrágyázott kertekben a humusz a 4-5 %-ot is meghaladta.

Amint a 39. táblázatban látható, az uralkodó É-Ny-i szél hatásának megfelelően a szennyezés D-DK-i irányban a legnagyobb. Az Pb-tartalom helyenként az 1000 ppm értéket is meghaladja a kohó felé haladva és csak 1-1.5 km távolságban csökken le a tolerálható 100 ppm alá. Az elmondottak a Zn, Cu, Cd elemeknél is fennállnak, míg a Cr dúsulása határértéken belül maradt. A terhelés még ijesztőbb, ha a szennyezetlen

vidéki szántóföldek összetételéhez hasonlítjuk a nagyté-tényi talajokat. A hasonlóan meszes vályog humuszos csernozjom talajban 44-szer kevesebb Pb, 13-szor kevesebb Zn, 12-szer kevesebb Cu és 8-szor kevesebb Cd található.

39. táblázat

Nehézfémek előfordulása a 0-10 cm talajrétegben Nagytétény környékén, Szabó (1991) nyomán. Analízis cc. HNO₃ kioldással

Szennyezőforrás helyzete		Összes tartalom mg/kg					
Égtáj	Távolság, m	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Cd
É-ÉK	1300	112	122	100	60	44	2.6
ÉK	1400	61	106	49	52	44	1.5
É-ÉNY	700	196	264	127	60	48	2.8
DK	500	898	755				3.3
D-DK	700	404	493	224	54	43	4.0
D-DK	700	665	845	389	64	46	6.6
DNY	500	65	121	46	58	47	3.0
DK	800	951	838	284	60	49	5.5
K-DK	1600	70	87	22	52	40	2.0
DK	500	1321	1244	581	106	50	7.2
K	300	1100	1106	271	50	41	6.1
Átlag	792	567	569	209	62	45	4.2
Tolerálható ¹		100	250	100	100	50	2
Szennyezetlen szántó ²		13	45	17	20	28	1
Szennyezetlen szántó ³		9	58	5	4	5	0.6

¹ Maximálisan megengedett koncentráció a hazai szabvány szerint

² Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, Mezőföld (TAKI elemzése)

³ Savanyú homoktalaj, Nyírlugos, Nyírség (TAKI elemzése)

A 40. táblázat adatai szerint az Pb-szennyeződés az extrém terhelésnél egyaránt érinti a 0-10, 10-20 és a mélyebb, 20-40 cm rétegeket. A szennyező forráshoz közelítve D-DK irányból a 20-40 cm talajréteg Pb-koncentrációja nem vagy alig csökken. Az Pb-szennyezés horizontális és vertikális eloszlása, dinamikája összefügg. A szélirány-ból kieső távolabbi területeken ugyanakkor a felszíni mérsékeltebb Pb-tartalom határozottan lecsökken a mélységgel. A szerző összefoglaló-an megállapítja, hogy a nagytétényi környezetszennyezés főképpen az Pb-terhelés formájában jelentkezik, de kísérője a Zn, Cu, Cr és Cd is. Leginkább veszélyeztetett a

kohótól DK-i irányban fekvő kb. 800 m sugarú körben elhelyezkedő lakott terület, ahol talajcsere, ill. a kert-művelés megszüntetése szükséges.

40. táblázat

A Nagytétény környéki talajok összes P-tartalma, mg/kg
Szabó (1991) nyomán, cc. HNO₃ kioldás

Mintavétel Helye, Égtája	Távolság m	Mintavétel mélysége, cm			Átlag
		0-10	10-20	20-40	
1. É-ÉK	1300	112	94	58	80
3. É-ÉNY	800	146	113	72	101
*4. DK	500	654	885	720	745
5. DK	500	898	1170	1130	1082
11. ÉNY	500	151	147	150	150
12. K-DK	600	356	315	455	340
13. DK	700	423	470	324	385
14. DK	800	626	770	550	624
15. D-DK	700	919	1130	1110	1067
16. D-DK	700	379	390	351	368
17. K-DK	1200	186	234	147	178
18. DK	700	659	654	434	545
19. DK	500	958	986	1062	1017
20. DK	700	464	449	536	496
21. É-ÉNY	1500	85	91	79	78
22. ÉK	2000	75	81	69	74
23. K-ÉK	1400	128	84	173	142
24. DK	1500	180	269	229	226
25. D-DK	1000	492	719	590	598
26. D-DK	800	721	1185	1205	1079

*4. - Nem művelt terület

Kékesi és Sárkány (1990) megkíséreltek áttekintést nyújtani a Metallokémia környezetében előforduló szennyezésekről, érintve a humán szempontokat is. Bemutatott adataik szerint a legnagyobb szennyezés idején, 1977-ben a gyár 1 km körzetében lakott területen és uralkodó szélirányban, a levegő átlagos Pb-koncentrációja 84-szeresen haladta meg az 1-2 µg/m³ elfogadható értéket. Az ülepedő por Pb-terhelése a megengedett 12 helyett 59-417 mg/m²/hó értéket mutatott. Az üzem által kibocsátott Pb-szennyezést 197 t-ra becsülték ebben az évben. A kohótól 300-500 m távolságban, a felszíni 0-5 cm talajban 800-2000, míg a 40-55 cm mélységben 700-800 mg/kg Pb-tartalmakat találtak, mely a 20 mg/kg körüli normál, ill. a 100 mg/kg megengedhető értékeket még mindig többszörösen felülmúlta. A közeli kiskertekben megmosott saláta és

sóska növényekben 1-8 ppm Pb-koncentrációkat mértek 1990-ben, mely szintén egy nagyságrenddel nagyobb a normálisnál.

Az említett szerzők szerint nemcsak a Pb dúsult fel a talajokban. A Cd 1-26, a Cu 121-1500, a Zn 693-2828, a Hg 11-32, a Cr 52-670, a Ni 44-50, a Sn 340 és az As helyenként 86 mg/kg készletet mutatott a felső rétegekben. A Ni kivételével ezek nagyságrendi dúsulásokat jelentenek a normális, sőt gyakran a még megengedhető értékekhez képest is. Mintegy 700 ezer t veszélyes hulladék, ill. mérgezett salak van felhalmozva a gyár 18 ha-os területén: 26 ezer t használt akkumulátor, 220 ezer t Cu, 150 ezer t Pb, 30 t bikromát, 100 t Na-szulfid, valamint 200-300 ezer t egyéb hulladék a Környezetvédelmi Intézet felmérése szerint. Az üzem ezen túlmenően nagy mennyiségű tisztítatlan szennyvizet (nevezőfémekkel és szerves oldószerekkel szennyezett) eresztett a Dunába.

A Budapest XXII. kerületében található Nagytétény néhány évtizeddel ezelőtt még inkább falunak számított. Ma a gyárak gyűrűje veszi körül, 7 kémiai-mechanikai üzemmel. A szennyezés azonban nem újkeletű, hiszen még 1908-ban települt oda az Első Magyar Öntársaság, az akkor lakott helytől távoli mocsaras területre. Bár a talaj az elmúlt 80 év alatt szennyeződött el, botrányt először a felhőszakadás nyomán kiszabadult ipari szennyvíz okozta 1966-ban, amikor a közeli elöntött kertészet növényzete kipusztult. Később a gyár kártérítést fizetett a tulajdonosoknak, akik "még a közelmúltban is féltek elmondani a történeteket" - jegyzi meg a szerzők.

A legnagyobb visszhangot kiváltó környezetszennyezés 1977-ben jelentkezett légszennyezés formájában. "Ez idő tájt a hivatalnokok esernyővel jártak a gyár udvarán, féltve ruhájukat." A közegészségügyi hatóságok megsemmisítették a kiskertekben termett zöldséget és gyümölcsöt, begyűjtötték a befőtteket és kifizették még a mérgezett fűtől elpusztult lovak árát is. Ekkor leállították az ólomkohót és a minium gyártását. A vihar elült. A következő évben már senki sem tiltotta meg a termelést a kiskertekben, elfogyasztották a mérgezett növényeket és beszívták a mérgezett levegőt. A környezetszennyezésre vonatkozó adatokat titkosították, az Pb-hulladék begyűjtésével és kohósítás előtti előkészítésével továbbra is az üzem foglalkozott. Igaz a kohósítást az NDK-ban végezték, itt csak törték és savmentesítették az akkumulátorokat.

Milyen hatással volt a környezetszennyezés az ittélőkre? Szabuka et al. (1980) vizsgálatai szerint a környéken gyakori a csecsemőhalandóság, a koraszülés, a légúti megbetegedések, a vérszegénység. A fiú-gyermekek születési súlya kifejezetten alacsonyabb és általában a gyerekek növekedésben elmaradtak. Az 1990-ben végzett felmérések szerint a

gyermekek körében igen magas még mindig az asthma bronchiale és a bronchitis chronica légúti bántalmakban szenvedők aránya. A légköri szennyeződés a Pb-kohó bezárását követően lecsök-kent, de 1985-ben az ülepedő porral jelentkező Pb-terhelés még $33 \text{ mg/m}^2/\text{hó}$ értéket tett ki. A légköri emisszió kerekén 0.2 t Cd, 0.8 t Ni, 1 t Cu, 1.6 t Pb és 17.2 t Zn mennyiséget jelentett (Kékesi és Sárkány 1990).

Az Országos Munka- és Üzemegészségügyi Intézet vizsgálatai szerint a vér Pb szintje 24 µg/dl volt 98 %-os gyakorisági szinten. A 421 ott élő gyermeknél 6 esetben mértek 20 µg/dl feletti értéket, a maximum 36 µg/dl volt a kívánatos 10 alatti helyett. Groszmann et al. (1990) összefoglalóan megállapítja: "A gyerekek vérólom és Zn-protoporfirin (ZP) értékét befolyásolta az a körülmény, hogy a vállalat-tól számított 1 km-en belül élnek és hasonló összefüggés áll fenn a nők vérólom koncentrációjával is. Nők esetében ezen túlmenően az életkor, az adott területen lakás időtartama is szignifikáns hatással van. Férfi-aknál viszont a vérólom és ZP-értékre kizárólag az ottlakás időtartamának hatását észlelték szignifikánsnak."

Kékesi és Sárkány (1990) a felnőtt lakosság körében gyakori halálokok között említi a szívelégtelenség, hypertonia, cardiorespiratorikus és tumoros megbetegedéseket. A szerzők 1989. évi vizsgálatai szerint míg a tumoros halálokok országosan 20, Budapesten 22, a XXII. kerületben 26 %-ot tettek ki, addig a Metallokémia és a Chinoin gyárak körüli 1-2 km körzetben 1979-87. között egyes utcákban (Nagytétényi, Csókási, Zambelli, Gyümölcs u.) a 30-50 %-ot is elérték vagy meghaladták a családi házakban élők között. Az irodalomban is egyedülálló a "tumoros házak" ilyen előfordulása, amint a szerzők megjegyzik, 25 tumoros házaspárral. A betegek nagyobb része 50 év feletti, férfiak és nők vegyesen. A tumor helyeként a tüdő, máj, vastagbél, hólyag, parotis, colon, emlő, hörgő, gyomor, prostata, nyelöcső, méhtest, gége, bőr stb. tájakat jelölték meg.

Itt nemcsak az Pb, hanem más toxikus nehézfém (As, Cd, Cu, Ni, Zn) is a határértéket többszörösen meghaladó mennyiségben van jelen a levegőben, talajban, növényekben. Azonkívül számunkra ma még ismeretlen összetételű és mennyiségű egyéb vegyület is kerülhet a környezetbe. A rákkeltő nehézfémek és egyéb vegyületek jelenlétével függ össze a daganatos megbetegedések gyakorisága. Halmozott előfordulásuk nem független a környezettől, hanem szoros okozati kapcsolatban vannak. A rokoni kapcsolat, genetikai hajlandóság kizárható, hiszen daganatos házaspárokat, tumoros családi házakat találunk. A holland kormány támogatásával az elmúlt években készült rehabilitációs tanulmány szerint legalább 1 milliárd Ft-ba kerülne a terület

rendezése. Mintegy 700 ezer t mérgező salaktömeget kellene szarkofágba zárni, 160 ezer m³ földet kellene kicserélni.

A környezetszennyezés tehát pusztító hatású. Egyaránt tönkreteszi a levegőt, talajt, élővizeket, növényt, állatot és embert. A bemutatott példában az ingatlanok elértéktelenedtek, a kertek művelésre alkalmatlanná és terményei fogyaszthatatlanná váltak, az ott élő állatok és emberek pedig gyakran súlyosan megbetegedtek, ill. elpusztultak. A továbbiakban saját méréseink eredményeit közöljük. Vizsgálataink során az alábbi megfontolások alapján jártunk el:

1. Az agrokémiai kutatásokban előírt és a szigorú módszertani követelményeknek megfelelő reprezentatív mintavételekre kerüljön sor átlagminták képzésével.
2. A mintavételi helyek kijelölése biztosítsa a szennyezetlen háttér, a közlekedés, ipar és település hatásának bemutatását kellő számú mintaanyagon.
3. Azonos helyről és egyidejűleg történjen a talaj és növény mintázása.
4. Minél több elem (esszenciális és nem esszenciális, makro- és mikroelem) számbavételére terjedjen ki a laboratóriumi vizsgálat.
5. A talajok elemzése az agronómiai, élettani és környezetvédelmi szempontból egyaránt döntő mobilis vagy a növények számára felvehetőnek tekintett koncentrációk meghatározását szolgálja az összes készlet helyett.
6. A talajelemzési adatok értelmezéséhez el kell végezni az egyéb talajtulajdonságok (talajfizikai és talajkémiai alapvizsgálatok) meghatározását. A növénymintavétel terjedjen ki a termőhelyen található minden növényfajra, hiszen a nagyságrendbeli dúsulások elmosásuk a fajok közötti különbségeket és így azok párhuzamos mintavételként szolgálva növelik a vizsgálat megbízhatóságát.
7. Az adatokat statisztikailag is megfelelően csoportosítani és értékelni kell a számítógépes feldolgozás során.
8. Teljeskörű adatközlésre kell törekedni, hiszen viszonyítási alapul szolgálhatnak a jövőbeni vizsgálatokhoz (monitoring) és újabb módszertani eljárások és szabványok bevezetéséhez.

10.2. Saját vizsgálatok összefoglalása (Budapest, M7 autóút, háttérszennyezés)

A felvételezésre először 1991. október végén került sor az M7 autópálya mentén, valamint a főváros területén. A talajok felső 10 cm

rétegét botfúróval mintáztuk és 15-20 fúrás (pontminta) anyaga reprezentált egy átlagmintát az analízis céljából. Az uralkodó ÉNY-i szelek hatását figyelembe véve az autópálya DK-i oldalán jelöltük ki a mintavételi helyeket az úttól 1, 5, 10, 30, 100 m távolságban. Főként a táblák közötti gyepek sávokat és régi dűlők gyepek területeit jártuk be, ahol a talaj nem volt bolygatott és a fű mellett leveles fákat is találtunk. A mintavételeket Budapest felé haladva ötször megismételtük 12, 25, 34, 46, 54 km távolságban, hogy a közlekedés hatását statisztikailag is ellenőrizhessük.

A késői mintavétel azt a célt szolgálta, hogy az előregeredő növényzetben a szennyezések kumulatív hatását jobban figyelembe vehessük. Ismeretes, hogy pl. tavasszal a gyors növekedés idején a hajtások kevésbé szennyezettek részben a még rövid expozíciós idő, valamint a hígulási effektus következtében. Az utak és települések közelében vett növényminták porszennyezettsége is torzíthatja az analitikai eredményeket. A levél ill. a növényi rész alakjától, szőrözöttségétől függően különösen a Fe, Mn, Al, Si, Ca halmozódhat fel, melyek a talajban nagyobb mennyiségben találhatók. A mintavételre ebből a megfontolásból eredően egy többnapos esőt követően került sor, a növények külön mosását elkerültük.

Növényi anyagokban az összes elemtartalmat határoztuk meg cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárást követően, míg a talajban az 1 M KCl-oldható, 0.1 N KCl + 0.05 N EDTA, valamint 0.5 N NH_4 -acetát + 0.02 M EDTA (Lakanen és Erviö 1971) felvehetőnek minősíthető mozgékonyabb frakciókat. Hazánkban a Lakanen-Erviö módszer az agronómiai célú mikroelem vizsgálatokban szabványként elfogadott eljárás. Előnye, hogy e kivonószerezettel a makro- és mikroelemek, a kis mennyiségben előforduló környezetszennyezők egyaránt meghatározhatók és jó összefüggést ad a környezetvédelemben elfogadott salétrom-savas 0.5 N, ill. 1.5 N kioldással, tehát utal a talaj készletére is. Nemzetközileg elfogadott és ismert, a mért eredmények nemzetközileg összevethetők. Az elemzések egy részét a Velencei Növényvédelmi Szolgálat (NTSz), a kiegészítő módszertani vizsgálatok másik részét az MTA TAKI laboratóriumai végezték.

A mintavételi helyekről a 41. táblázat nyújt áttekintést. Külön bejártuk Buda és Pest ritkábban és sűrűbben lakott területeit, ipari körzeteit, az M7 autópálya 56 km szakaszát. A háttérszennyezést mint viszonyítási alapot a vidéki kísérleti telepeink szántói és szántóföldi növényei képviselték. Amint a táblázatból látható, 93 talaj és 164 növény, azaz összesen 257 átlagminta képviselte a populációt. Egy-egy mintában 20-25 elemet határoztunk meg ICP technikával. Mivel a talajok esetében több módszerrel dolgoztunk, az összes mért adatok száma meghaladta a 10 ezres mennyiséget.

A növényfajok ill. növényi részek megoszlásáról a 42. táblázat tájékoztat. Fő jelzőnövényül az előregedő gyep hajtása szolgált, melyet a föld felett mintegy 2 cm-rel vágunk le. Emellett az előforduló fák leve-leit is gyűjtöttük. Kísérleti telepeinken szántóföldi gazdasági növényeink (dohány, lucerna, cukorrépa, kukorica, búza) föld feletti részeit mintáztuk összehasonlítás céljából, valamint bolygatatlan területről gyepmintákat is vettünk. A növényi átlagminták általában 15-20 növényi részt (levél, szár) képviseltek, ill. 15-20 pontból származtak (fűminták 15-20 marokkal) a talajmintavétel helyeiről.

A talajok alapvizsgálati adatait a 43. táblázatban mutatjuk be. A főváros területéről származó talajok általában többé-kevésbé kötött vályogok. Ez alól kivételt jelent az Andrássy úti és a pestlőrinci talaj, melyek homokos vályognak minősülnek $K_A = 33$ értékkel. Városmajor és Rózsadomb agyagos, kötöttebb talajával tűnik ki, melyre az 50 feletti K_A index utal. A budai oldal összességében is kötöttebb és mészben gazdagabb mintákkal van képviselve. Közös jellemzője Budapest talajainak, hogy meszesek és a felvehető tápanyagokban (P,

41. táblázat

Mintavételi helyek ismertetése, 1991-1994.
(Átlagminták 20-20 pontmintát vagy levelet képviselnek)

Mintavételi hely pontosítása	Talaj	Növény	Össz.db
Buda			
Rózsadomb (MTA TAKI környéke, Herman O.u.)	3	7	10
Városmajor (Szamos u., Szilágyi E. fasor parkja)	4	5	9
Vérmező (Attila u., Krisztina krt., Alkotás u.)	3	7	10
Széna tér (Margit krt., MÁVAUT környéke)	3	6	9
Pest			
Andrássy út (Oktogon, Csengery u., Bajza u.)	4	6	10
Városliget (Kós K. sétány, Széchenyi fürdő)	4	9	13
Népliget (Könyves K. krt., Vajda P. u.)	4	12	16
Mátyásföld (Ikarus gyár környéke)	4	6	10
Ipari körzetek			
Kőbánya (Újhegy, Mélytó környéke)	5	7	12
Pestlőrinc (OMSZ környéke, Közdülő u.)	5	8	13
Csepel (Csepeli út, Temető környéke)	5	7	12
Nagytétény (Metallurgia gyártelep körzete)	5	7	12
Ferencváros (Budapesti Vegyiművek területe)	2	4	6
Budapest összesen	51	91	142
M7 Autópálya			
Budapesttől 12 km távolságra	5	8	13
Budapesttől 25 km távolságra	5	10	15
Budapesttől 34 km távolságra	5	10	15
Budapesttől 46 km távolságra	5	10	15
Budapesttől 56 km távolságra	5	12	15
M7 Autópálya mentén összesen	25	50	75
Nyírlugos (savanyú homoktalaj, Nyírség)	-	2	2
Órbottyán (meszes homoktalaj, Duna-Tisza köze)	2	2	4
Nagyhörcsök (meszes vályog csernozjom, Mezőföld)	13	15	28
Martonvásár (erodált csernozjom, Dunántúl)	2	4	6
Kísérleti telepek összesen	17	23	40
Mindösszesen mintavétel	93	164	257

42. táblázat

Növényfajok megoszlása a mintavételi helyeken

Sorsz.	Növényfaj, ill. növényi rész	Mintaszám,db
1.	Füves gyp (M-7 autópálya, Budapest körzetei)	56
2.	Platán levél (Andrássy út, Városliget, Népliget)	10
3.	Tölgylevél (Széna tér, Népliget)	8
4.	Vadgesztenye levél (Rózsadomb, MTA TAKI)	3
5.	Hársfa levél (Népliget)	7
6.	Juhar levél (Széna tér, Köbánya)	2
7.	Akácfa levél (Pestlőrinc, Csepel)	5
8.	Nyárfa levél (Városliget, Nagytétény)	6
9.	Nyírfa levél (M7 út, Rózsadomb, Vérmező, Népliget)	7
10.	Erdei fenyő levél (Városliget, Népliget)	10
11.	Fűzfa levél (M7 út, Budapesttől 25, 46 km)	3
12.	Ezüstfa levél (M7 út, Rózsadomb)	16
13.	Orgonabokor levél (Pestlőrinc)	3
14.	Dohány levél (Nyírlugos, Nyírség)	2
15.	Lucerna széna (Órbottyán, Duna-Tisza köze)	2
16.	Cukorrépa lomb (Nagyhőrcsök, Mezőföld)	2
17.	Kukorica hajtás (4-6 leveles, Nagyhőrcsök, Mezőföld)	13
18.	Búza szem (Martonvásár, Dunántúl)	2
19.	Búza szalma (Martonvásár, Dunántúl)	2
20.	Paréj hajtás, leszáradt (Budapesti Vegyiművek)	1
21.	Muhar hajtás, leszáradt (Budapesti Vegyiművek)	1
22.	Kajszibarack levél (M7 úttól 10 m)	3
Összesen		164

43. táblázat

A talajminták alapvizsgálati adatai
(Mintavétel: 1991. október 31. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	Kötöttség K _A	Humusz %	CaCO ₃ %	pH KCl	AL-oldható mg/kg		
					P ₂ O ₅	K ₂ O	Na
Budapest körzetei							
Rózsadomb	54	4.3	12	7.0	200	552	84
Városmajor	55	4.4	14	7.1	410	411	75
Vérmező	50	5.1	19	7.1	602	599	88
Széna tér	48	5.2	13	7.2	383	383	104
Andrássy út	33	3.5	10	7.2	300	304	123
Városliget	48	5.0	12	7.2	345	340	58
Népliget	40	3.0	5	7.1	226	226	42
Mátyásföld	38	3.3	6	7.1	244	172	102
Köbánya	40	4.4	4	7.2	304	327	65
Pestlőrinc	33	2.4	2	6.9	345	182	30
Csepel	38	3.3	8	7.4	482	368	75
Nagytétény	49	4.8	19	7.2	399	530	106
Ferencváros	40	5.0	5	7.1	564	562	80
Átlag	44	4.1	10	7.1	370	381	79
M7 autópálya mentén (fűminták alól)							
1 m	37	4.4	9	7.2	649	393	487
5 m	47	3.9	12	7.2	172	373	107
10 m	50	4.5	8	7.2	152	361	85
30 m	53	4.0	8	7.1	137	324	180
100 m	50	4.2	9	7.2	153	387	132
SzD5%	7	0.8	6	0.4	286	114	186
Átlag	47	4.2	9	7.2	253	367	198
Kísérleti helyek szántott rétege (háttérszennyezés)							
Nyírlugos	28	1.5	-	4.5	92	61	22
Örbottyán	28	2.1	4	7.4	94	65	27
Nagyhörcsök	44	4.0	5	7.2	118	120	34
Martonvásár	46	4.2	6	7.2	126	156	34
Átlag	36	3.0	4	6.6	108	100	29

K, Na) gazdagok. A hasonló összetételű meszes vályog Nagyhorcsök (Mezőföld) és Martonvásár szántott rétegében a P, K, Na koncentrációja fele vagy harmada a fővárosi talajokénak.

A kísérleti telepek között Nyírlugos (Nyírség) a savanyú homoktalajt, míg Örbottyán (Duna-Tisza köze) a meszes homoktalajt reprezentálja, így a fővárosi és az M7 talajokkal nem vethetők össze. Leg-alábbis az alapvizsgálati adatok, főbb tulajdonságaik alapján. Mint termőhelyek azonban a háttérszennyezés megítéléséhez kiválóan alkalmasak lehetnek, hiszen tükrözik a nyomokban előforduló nehézfémek koncentrációit a növényekben és a felvehető vagy összes készleteiket a szántott rétegben.

A P-terhelés az utak mosásából, a Na-terhelés pedig főképpen az utak sózásából eredhet. Mindehhez hozzájárul az egyéb szemetelés, szennyezés, a bomló szerves anyagok, parkok és utak mentén a háziállatok (esetleg emberek) vizelete, ürüléke stb. tápanyagterhelő hatása. A városi talajok tehát tápanyagokban gazdagoknak tekinthetők, hasonlóan a rendszeresen trágyázott termékeny szántókhoz, legalábbis ami a három elemet illeti. Lássuk mi a helyzet a többi vizsgált elem esetén. A 44. táblázat eredményei szerint az 1 N KCl-kioldás határozott S dúsulást mutat az ipari körzetek egy részének talajában (Csepel, Nagytétény, Ferencváros).

A kén-dúsulás elsősorban a széntüzelésre vezethető vissza (a szenek kéntartalma jelentős lehet), valamint a kénsavgyártással ill. felhasználással összefüggő technológiákra. Az AL-módszerhez hasonlóan, amint a 33. táblázatban láttuk, itt is kimutatható a felvehető Na dúsulása a Széna tér, Andrássy út, Mátyásföld mintáiban, valamint az autópálya mentén. Az abszolút koncentrációk eltérőek a kioldás mechanizmusából eredően, de a főbb tendenciák megegyeznek. E módszer szerint nem jelentkezik érdemi dúsulás a felvehető Mg, Mn, Li, Mo, As, Se tartalmakban. Az útpadkán magas Zn, a savanyú nyírségi homokon kiugróan magas Mn és részben Zn, valamint alacsony Mg koncentrációt találunk.

Az ammon-acetát + EDTA szabvány módszer dúsulást jelez (45. táblázat) a városi talajok és az útpadka felvehető P, K, Fe, Zn, Cu és S tartalmában. A S-terhelés itt is Csepel, Nagytétény, Ferencváros körzetében kiugró, hasonlóan, mint az 1 N KCl-kioldás esetén láttuk. További elemeket vizsgálva (46. táblázat) szembetűnő a Cd, Pb, Na akkumuláció az útpadka és a városi talaj felső rétegében. Amennyiben

44. táblázat

Környezetszennyezés hatása a talajok elemösszetételére
(Mintavétel: 1991. okt. 31 - nov. 4. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	Mg	S	1 N KCl-kioldás, mg/kg						
			Na	Mn	Zn	Li	Mo	As	Se
Budapest körzetei									
Rózsadomb	291	12	71	1.4	0.4	0.4	0.2	0.1	1.2
Városmajor	227	13	62	0.9	.3	.3	.2	.0	0.9
Vérmező	258	13	69	1.2	.3	.3	.2	.1	1.1
Széna tér	246	54	117	1.0	.6	.3	.3	.2	1.2
Andrássy út	253	35	200	1.0	.2	.2	.3	.1	1.1
Városliget	217	11	45	1.2	.4	.2	.3	.2	1.2
Népliget	125	3	10	1.1	.2	.2	.3	.5	1.4
Mátyásföld	96	51	145	2.7	.4	.2	.2	.0	1.0
Kőbánya	186	14	22	1.0	.3	.2	.1	.2	0.7
Pestlőrinc	127	9	49	2.1	.6	.1	.2	.2	1.0
Csepel	137	114	67	1.1	.6	.2	.3	.2	1.1
Nagytétény	298	89	30	1.2	.5	.3	.2	.5	1.3
Ferencváros	155	88	95	1.2	.6	.4	.3	.2	1.1
Átlag	199	39	71	1.3	.4	.2	.2	.2	1.1
M7 Autópálya mentén									
1 m	129	14	976	1.5	2.0	.2	.2	.1	1.0
5 m	334	13	196	1.0	0.6	.3	.2	.2	1.4
10 m	307	9	144	1.1	0.6	.3	.3	.2	1.4
30 m	284	10	302	1.2	0.5	.3	.2	.2	1.3
100 m	344	17	232	1.1	0.5	.3	.3	.2	1.4
SzD _{5%}	87	11	360	0.4	2.2	.1	.2	.2	0.2
Átlag	280	13	370	1.2	0.8	.3	.2	.2	1.3
Kísérleti telepek szántója (háttérszennyezés)									
Nyírlugos	43	14	50	37.1	1.0	.1	.3	.1	1.2
Örbottyán	75	10	49	1.6	0.6	.1	.2	.0	0.9
Nagyhörcsök	170	18	22	0.5	0.1	.1	.0	.1	0.2
Martonvásár	402	23	34	6.0	0.4	.3	.1	.5	0.9
Átlag	172	16	39	11.3	0.5	.2	.2	.2	0.8

45. táblázat

Környezetszennyezés hatása a talajok elemösszetételére
(Mintavétel: 1991. okt. 31 - nov. 4. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	NH ₄ -acetát + EDTA kioldás, mg/kg							
	P	K	Mg	Fe	Mn	Zn	Cu	S

Budapest körzetei								
Rózsadomb	60	584	620	170	110	37	21	71
Városmajor	110	492	682	225	114	33	20	55
Vérmező	140	611	764	224	141	42	66	65
Széna tér	307	380	880	346	125	65	27	93
Andrássy út	280	330	1038	212	117	51	16	75
Városliget	87	325	941	229	120	38	20	49
Népliget	122	272	580	264	94	69	27	31
Mátyásföld	58	215	340	144	72	50	6	83
Kőbánya	158	340	553	271	204	37	12	38
Pestlőrinc	140	220	215	173	94	22	24	34
Csepel	152	410	766	214	111	131	52	140
Nagytétény	160	470	2340	124	120	96	36	160
Ferencváros	262	555	580	245	85	128	28	152
Átlag	157	400	792	219	115	60	28	79
M-7 Autópálya mentén (fűminták alól)								
1 m	246	390	634	170	161	412	25	53
5 m	75	410	1284	118	225	14	10	43
10 m	55	403	1163	141	302	33	13	39
30 m	54	344	967	134	292	55	10	43
100 m	52	379	942	160	292	14	11	82
SzD _{5%}	118	131	519	50	136	289	12	54
Átlag	96	385	998	145	254	102	14	52
Kísérleti helyek szennyezetlen területe								
Nyírlugos	30	133	72	53	64	2	2	26
Örbottyán	30	106	242	62	147	3	2	25
Nagyhörcsök	39	199	459	50	410	3	5	34
Martonvásár	48	326	516	110	462	4	6	36
Átlag	37	191	322	69	271	3	4	30

46. táblázat

Környezetszennyezés hatása a talajok elemösszetételére
(Mintavétel: 1991. okt. 31 - nov. 4. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	NH ₄ -acetát + EDTA kioldás, mg/kg								
	B	Al	Cd	Co	Li	Ni	Pb	V	Na

Budapest körzetei

Rózsadomb	2.0	53	0.4	0.9	0.47	1.8	30	1.3	1
Városmajor	2.7	38	.4	.6	.27	1.7	44	1.5	2
Vérmező	3.9	40	.4	.7	.26	1.9	38	1.8	1
Széna tér	2.8	46	.6	.6	.28	2.1	101	2.0	8
Andrássy út	2.4	40	.5	.6	.15	1.7	79	1.2	59
Városliget	2.9	42	.6	.6	.16	1.8	39	1.7	2
Népliget	1.8	64	.6	.5	.06	1.6	52	2.0	2
Mátyásföld	1.0	44	.4	.6	.03	1.3	108	1.4	28
Kőbánya	2.8	61	.5	1.4	.10	2.7	19	1.8	1
Pestlőrinc	0.8	111	.2	.8	.00	1.0	20	1.0	3
Csepel	3.0	66	.6	.6	.14	1.6	55	1.3	1
Nagytétény	3.5	36	.7	.7	.66	1.8	151	2.2	3
Ferencváros	5.8	108	.7	.5	.40	1.6	67	2.0	2
Átlag	2.6	60	.5	.7	.23	1.8	61	1.6	10
M7 Autópálya mentén (fűminták alól)									
1 m	1.2	55	.6	1.1	.22	2.0	411	1.5	567
5 m	2.3	39	.2	1.3	.30	2.1	38	1.5	47
10 m	2.2	47	.2	2.0	.28	3.1	22	1.9	37
30 m	2.0	63	.2	2.0	.21	3.2	24	1.9	124
100 m	2.6	57	.2	1.9	.21	3.4	15	2.1	86
SzD _{5%}	1.0	31	.2	1.1	.23	1.8	175	0.7	226
Átlag	2.0	52	.3	1.7	.24	2.7	102	1.8	172
Kísérleti telepek szennyezetlen területe									
Nyírlugos	0.0	60.03	0.3	.00	0.3	1	0.1	2	
Örbottyán	0.5	41.09	0.7	.00		1.4	2	0.7	2
Nagyhörcsök	2.4	70.15	2.1	.00		3.5	4	1.7	1
Martonvásár	1.3	108.15	3.5	.17		5.4	7	2.4	4
Átlag	1.0	70.10	1.6	.04		2.6	4	1.2	2

a szózással talajba jutó nem vizsgált klórt is figyelembe vesszük, össze-sen 10 elem hatása mutatható ki. Egyes körzetekben, elsősorban az ipart képviselő Csepel, Nagytétény és Ferencváros talajaiban emelkedett még a B (széntüzelés nyomán) és Li koncentráció is. Kétségtelen, hogy néhányszoros vagy esetenként nagyságrendi terhelést a 10-12 elemből mindössze a P, Zn, Cu, S, Cd, Pb, Na jelez e módszer szerint.

A meghatározásokat hazánkban és külföldön egyaránt elterjedt KCl + EDTA módszerrel is elvégeztük (47. és 48. táblázat). A vizsgált elemek

közül határozottan szennyezőnek minősíthető a Cd, Pb, P, Zn, Cu, S. Amint az eddigi adatok mutatták, az eltérő oldószerek eltérő mennyiségű elemet oldanak ki a talajból, tehát az "oldhatóság" vagy "felvehetőség" viszonylagos fogalom. Az egyes módszerek által mobilizált frakciók elemenként és a talajtulajdonságok függvényében is más abszolút koncentrációt adnak. A kémiai úton becsült felvehető tartalmakat általában növénykísérletekben teszteljük vagy kalibráljuk, hogy élettani/agronómiai értelmet nyerjenek. Esetünkben a kör-nyezetterhelő elemek egyértelműen azonosíthatók azonban a szennye-zetlen vidéki szántók talajával történő összehasonlítással.

A közlekedés nyomán dúsuló legfontosabb elemeket a 49. táblázatban mutatjuk be az M7 út mentén vett talaj- és növényminták összetételének változásán, az úttól való távolság függvényében. Amint az adatokból látható, az ammon-acetát + EDTA kioldással nagyobb koncentrációkat határozunk meg, mint a KCl + EDTA módszerrel. A talajvizsgálatokból leszűrt következtetéseket és trendeket a gyepek hajtásának összetétele is megerősíti: az úthoz közelítve, különösen a padkán, ugrásszerűen nőhet a Na, Pb, Zn, P, Cu és Cd szennyezettsége. A dúsulási faktor természetesen eltér a talajban (talajvizsgálati módszerek szerint is) és a növényben. A növény nem ké-pes a terheléssel arányos elemfelvételre, bár jól jelzi a szennyezett-séget.

A motorok kopásával, a kiverődő kenőanyaggal más elemek is kikerülnek a környezetbe. Tájékoztató jelleggel az 50. táblázatban közöljük a Rába munkagép motorjának kopásvizsgálati adatait Illésné és Vargáné (1992) nyomán. Az első 20 órában a porból bekerülő Si szennyeződés dominál, majd ugrásszerűen nő a Fe, Al tartalom. A szerzők szerint 100 üzemóra javasolható az optimális olajcsere periódusnak, mert 100 és 150 üzemóra között erősen nő a kopadék mennyisége. Utána a szűrő valószínűleg többet nem ereszt át. A kenő-anyagot 8 elemre vizsgálták, erős szennyezést mutatott a Fe, Si, Al, Cr, ill. mérsékelten dúsult a Sn, Pb, Cu, Mn.

47. táblázat

Környezetszennyezés hatása a talajok elemösszetételére
(Mintavétel: 1991. okt. 31 - nov. 4. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	KCl + EDTA kioldás, mg/kg						
	Al	Cd	Co	Li	Ni	Pb	Si
Budapest környetei							
Rózsadomb	7	0.2	0.3	0.2	0.9	17	22
Városmajor	5	.3	.2	.2	1.1	21	22
Vérmező	5	.3	.2	.2	1.1	23	26
Széna tér	4	.4	.1	.2	1.0	43	26

Andrássy út	6	.4	.1	.1	0.9	37	21	.26
Városliget	5	.5	.1	.1	1.8	24	20	.28
Népliget	20	.5	.2	.1	1.0	31	26	.62
Mátyásföld	17	.3	.5	.1	1.0	51	25	.48
Köbánya	22	.4	.5	.2	1.5	12	32	.85
Pestlőrinc	97	.2	.6	.1	0.7	16	27	.80
Csepel	8	.4	.2	.1	0.6	27	20	.31
Nagytétény	2	.5	.1		0.8	81	19	.32
Ferencváros	11	.5	.1		0.8	28	24	.41
Átlag	18	.4	.2	.1	1.0	32	24	.44
M7 Autópálya mentén								
1 m	7	.4	.4	.1	1.0	126	24	.3
5 m	6	.1	.2	.2	0.7	20	26	.2
10 m	10	.2	.5	.2	1.2	14	28	.3
30 m	16	.2	.7	.2	1.7	14	37	.3
100 m	13	.1	.6	.2	1.5	9	30	.4
SzD _{5%}	11	.1	.6	.2	1.1	49	14	.2
Átlag	10	.2	.5	.2	1.2	37	28	.3
Kísérleti telepek szántott rétege								
Nyírlugos	69	.1	.4	.0	0.3	1	9	.1
Örbottyán	12	.1	.3	.0	0.7	2	20	.2
Nagyhörcsök	6	.1	.4	.1	1.0	2	22	.2
Martonvásár	159	.1	3.3	.2	5.1	9	86	2.2

48. táblázat

Környezetszennyezés hatása a talajok elemösszetételére
(Mintavétel: 1991. okt. 31 - nov. 4. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	P	Mg	KCl + EDTA kioldás, mg/kg					S	B
			Fe	Mn	Zn	Cu			
Budapest körzetei									
Rózsadomb	3	198	36	29	26	13	20	0.3	
Városmajor	8	178	47	23	25	13	20	0.6	
Vérmező	12	195	46	30	33	40	22	1.0	
Széna tér	22	208	61	24	45	13	59	0.6	
Andrássy út	22	271	48	30	38	10	45	0.9	
Városliget	6	216	51	27	32	11	22	0.6	
Népliget	13	158	85	32	56	16	15	0.5	
Mátyásföld	8	126	78	52	63	5	53	0.3	
Kőbánya	25	187	95	83	24	7	21	1.1	
Pestlőrinc	101	108	104	74	18	17	18	0.5	
Csepel	15	146	35	23	78	28	132	0.9	
Nagytétény	12	331	17	23	73	21	104	0.7	
Ferencváros	22	131	44	15	87	14	96	2.2	
Átlag	22	191	59	38	45	16	48	0.7	
M7 Autópálya mentén (fűminták alól)									
1 m	20	144	42	51	270	15	23	0.2	
5 m	5	320	33	41	8	4	21	.3	
10 m	3	280	39	91	9	6	19	.3	
30 m	3	240	32	116	48	5	20	.2	
100 m	3	222	40	101	11	6	50	.3	
SzD _{5%}	12	124	11	99	181	8	33	.2	
Átlag	7	241	37	80	69	7	26	.3	
Kísérleti telepek szennyezetlen területe									
Nyírlugos	2	27	45	61	1	1	9	.0	
Örbottyán	2	130	30	100	2	2	16	.2	
Nagyhörcsök	2	132	16	108	2	2	21	.3	
Martonvásár	2	226	113	437	3	5	23	.8	
Átlag	2	129	76	176	2	3	17	.3	

49. táblázat

**Az M7 út mentén vett talaj (0-10 cm) és gyepnövény (hajtás) minták
összetételének változása az úttól való távolság függvényében. 1991. október
31.**

Távolság az úttól, m	Na	Pb	Zn	P	Cu	Cd
mg/kg						
Talajelemzés: NH₄-acetát + EDTA						
1	567	411	412	246	25	0.58
5	47	38	14	75	10	.19
10	37	22	13	55	13	.17
30	124	24	55	54	10	.17
100	86	15	14	52	11	.16
SzD _{5%}	226	175	290	118	12	.11
Átlag	172	102	102	96	14	.26
Növényelemzés: HNO₃-feltárás						
1	1145	77	111	2295	11	.22
5	370	22	31	1105	5	.10
10	228	22	33	1320	6	.11
30	644	16	30	1790	6	.11
100	200	17	30	1290	6	.10
SzD _{5%}	881	18	25	589	2	.08
Átlag	517	31	47	1596	7	.13
Talajelemzés: KCl + EDTA						
1	-	126	270	20	15	.45
5	-	20	8	5	4	.14
10	-	14	9	3	6	.21
30	-	14	48	3	5	.20
100	-	9	11	3	6	.16
SzD _{5%}	-	49	181	12	8	.10
Átlag	-	37	69	7	7	.23

50. táblázat

**A Rába munkagép motorjának kopásvizsgálata a kenőanyag mintáinak
szennyeződése nyomán (Illésné és Vargáné 1992). ppm**

Elem jele	Üzemóra						
	0	20	60	100	150	200	300
Fe	1.0	11.5	59.2	132	212	274	295
Si	3.1	13.1	52.7	84	248	247	252
Al	0.4	6.1	35.5	56	170	177	210
Cr	0.0	1.3	9.4	17	40	44	51
Sn	0.0	0.6	4.3	7	17	19	20
Pb	1.2	1.8	3.4	4	7	8	10
Cu	0.1	0.6	1.6	4	5	6	6
Mn	0.1	0.2	0.6	1	2	2	3

Benzinűtemű motoroknál a szokásos 10 ezer km/olajcsere periódusban vizsgálták a kopás mértékét, melyből következtetni lehet a motor állapotára. Az 51. táblázat a kenőanyag Fe és Cu szennyeződését mutatja be a gépkocsik futásteljesítménye függvényében. Az előre-gedő Lada motorok kenőanyagában erősen növekvő a kopadék mennyisége a 20 ezer km-t futott Suzuki gépkocsihoz viszonyítva. Az idősödő járműpark nagyobb terhelést jelent a környezetre a nagyobb fajlagos fogyasztás, erősebb köpenykopás, gyengébb minőségű anyagai révén is.

A továbbiakban tekintsük át részletesebben a növényvizsgálatok eredményeit, melyek adatait fajoként átlagolva a 12. és 13. táblázatokban foglaltuk össze. Amint már arra utaltunk, a növényfajok ill. a szervek összetétele genetikailag eltérő, de a nyomelem szennyezők tekintetében közös nevezőre hozhatók, hiszen a ritka elemek előfordulása minden növényfajon ill. növényi szervben alacsony koncentrációt mutat szennyezetlen környezetben. A szennyezettség megállapítása, a dúsulás mértéke kétségtelenül a szennyezett és a meszes talajú kísérleti telepeinken vett fűminták (háttérszennyezés) hajtásának összevetésével végezhető el a legegyszerűbben.

51. táblázat

A kenőanyag Fe és Cu szennyeződése a gépkocsik futásteljesítménye függvényében (Illésné és Vargáné 1992), ppm

Futás- teljesítm.	Suzuki 1.3		Lada (VAZ 2107)	
	20 ekm	30 ekm	120 ekm	Felújított 50 ekm

km	Fe	Cu	Fe	Cu	Fe	Cu	Fe	Cu
1000	7	2	23	8	18	4	26	3
2000	9	3	45	8	23	5	42	4
4000	11	5	47	9	31	6	65	5
6000	14	6	48	11	38	7	90	6
8000	18	7	58	12	63	15	214	11
10000	22	7	72	18	110	31	460	18

Forrás: A plazmaemissziós spektrofotometria alkalmazási lehetőségei a kőolajiparban (Illésné P. Georgina - Varga, Áné). MOL Rt. Szakmai Tudományos Közlemények. 1992/2. 131-140.

Ismert, hogy savanyú talajon a mikroelemek többségének felvehetősége javul, valamint a kétszikű növények elemfelvétele meghaladja az egyszikűekét. A kétszikű dohány levelében akár egy nagyságrenddel nagyobb Mn, Ni, Cd, Co, Cr koncentrációt mérhetünk a nyírségi sava-nyú homokon, mint a meszes csernozjomon termett lucerna hajtásában. Utóbbi termőhelyen viszont a lucerna ismert B és Na akkumulációjáról. Az 52. és 53. táblázatban ezek a genetikai/termőhelyi különbségek szembetűnően jelentkeznek. Úgyszintén megfigyelhető a meszes talajú telepeinken fejlődött 4-6 leveles kukorica hajtása, valamint az aratáskori búza szalma és szem összetételének különbözősége.

A 52. táblázat adatai alapján megállapítható, hogy a zöld növényi részekben nagyobb mennyiségben előforduló Al, Fe, Mn mikroelemek nem szennyezőek. Ezen elemek a talajban is jelentős koncentrációkat képviselnek. Kisebb mérvű dúsulást jelez a Cu és részben a Zn a fűminták átlagai alapján. A Zn tartalom azonban gyakran kiugróan nagy terhelést jelez a fák leveleiben, a muhar és a paréj lombjában, hiszen a meszes termőhelyeken 20-40 ppm Zn koncentráció az általános szennyezetlen viszonyok között, irodalmi adatok szerint. Erős szennyezésre utal a B, Na, Pb és a Cr. Az Pb dúsulás pl. 23-szoros, a Cr 20, a Na

52. tábl.

53. tábl.

8-9, a B 6-7-szeres terhelést mutat a fűvek átlagos összetétele alapján.

A városi, ill. az utak környezetében a növények hamarabb kiszáradnak és elöregednek. Ez tükröződik a szennyezett és a kísérleti telepen vett szennyezetlen fűvek hajtásának átlagosan magasabb Ca és alacsonyabb K koncentrációján. A makroelemek közül azonban nincs jelentős eltérés a S, P és a Mg tartalmakban. A mikroelemek ugyanakkor drasztikusan feldúsulnak Budapest körzeteiben és az M7 út mentén, a kísérleti telepeken mért fűminták hajtásának összetételéhez viszonyítva. Az átlagos Ni koncentráció mérsékelten alig 2-szeres, a Mo, Cd és Co viszont 1-2 nagyságrendbeli akkumulációt mutat, tehát erős szennyezőknek minősülnek. (53. táblázat)

Az átlagértékek sok mindent eltakarhatnak. Az 54. táblázatban betekintést nyerhetünk a növényi Na, valamint a talaj felvehető Na készletének minimum és maximum értékeire az egyes mintavételi helyeken, eltérő növényfajok esetében. A 3 növény, ill. növényi rész adatai kontrollként szolgálhatnak és növelik a vizsgálatok meggyőző erejét. Megállapítható, hogy a Na terhelés pontszerűen jelentkezik a sózás nyomán és az eredmények rendkívül nagy heterogenitást tükröznek mind a talajban, mind a növényi összetételben. A koncentrációkban gyakran egy nagyságrendet elérő vagy meghaladó különbségek jelentkezhetnek.

A növényi P %-ok kisebb szórást mutatnak, hiszen a P-tartalom genetikailag szűkebb határok között ingadozik és nem képes olyan mérvű luxusakkumulációra, mint a tömegárammal növénybe kerülő Na. A talajban azonban megnyilvánul a heterogenitás, a felvehető P-készlet esetenként sokszoros eltéréseket jelez (55. táblázat). Lényegében a P-ra elmondottak fennállnak a S növénybeni és talajbani előfordulására. A Csepel, Nagytétény, Ferencváros ipari negyedeiben mért extrém magas talajbani felvehető S koncentráció a növényi S tartalmakban nem képes megjelenni. Az is látható, hogy a vizsgált fák levelei rendre több ként akkumulálnak, mint a fűvek hajtása (56. táblázat).

54. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok Na tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban mg/kg *		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átl.
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	0.02	0.03	0.03	68	94	81
Vérmező	2	.02	.45	.24	69	119	94
Andrássy út	2	.10	.22	.16	93	155	124
Városliget	2	.03	.03	.03	48	78	63
Népliget	2	.01	.05	.03	40	44	42
Mátyásföld	2	.04	.05	.04	60	144	102
Kőbánya	5	.03	.08	.05	43	102	72
Pestlőrinc	3	.01	.11	.05	25	34	30
Csepel	4	.01	.03	.02	57	83	70
Nagytétény	5	.01	.03	.02	84	138	111
Ferencváros	2	.09	.11	.10	80	81	80
Összesen	31	.01	.45	.07	25	155	79
Budapest körzetei (Platánfa levele)							
Andrássy út	4	.01	.06	.03	123	155	144
Városliget	2	.01	.01	.01	48	54	51
Népliget	2	.01	.01	.01	40	42	41
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	.02	.31	.11	266	693	487
5 m	5	.01	.22	.06	64	567	180
10 m	5	.01	.05	.02	45	200	85
30 m	5	.01	.08	.04	40	167	107
100 m	5	.01	.05	.02	41	219	132
Összesen	25	.01	.31	.05	40	693	198
M7 autópálya (Ezüstfa levele)							
1 m	2	.33	.90	.62	166	540	442
5 m	3	.12	.79	.37	64	471	310
10 m	3	.06	.37	.22	45	167	76
30 m	4	.14	.53	.25	40	118	74
100 m	4	.02	.54	.33	41	162	110
Összesen	16	.02	.90	.33	40	540	202

* AL-oldható

55. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok P tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz)

Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban*		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	0.17	0.28	0.22	51	67	59
Vérmező	2	.35	.45	.40	170	170	170
Andrássy út	2	.43	.44	.43	186	216	201
Városliget	2	.32	.40	.36	77	108	92
Népliget	2	.23	.39	.31	69	166	118
Mátyásföld	2	.11	.30	.21	53	101	77
Köbánya	5	.20	.52	.34	92	262	166
Pestlőrinc	3	.27	.39	.32	253	319	286
Csepel	4	.13	.68	.30	61	249	158
Nagytétény	5	.23	.33	.26	86	216	153
Ferencváros	2	.36	.45	.41	254	279	266
Összesen	31	.11	.68	.32	51	319	163
Budapest körzetei (Platánfa levele)							
Andrássy út	4	.16	.24	.20	186	375	266
Városliget	2	.11	.13	.12	77	108	92
Népliget	2	.11	.13	.12	69	166	118
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	.17	.33	.23	88	502	246
5 m	5	.09	.14	.11	15	184	75
10 m	5	.10	.18	.13	29	82	55
30 m	5	.11	.32	.18	24	162	54
100 m	5	.11	.17	.13	18	104	52
Összesen	25	.09	.33	.16	15	502	96
M7 autópálya (Ezüstfa levele)							
1 m	2	.16	.20	.18	174	184	179
5 m	3	.15	.20	.18	26	73	55
10 m	3	.12	.20	.16	31	82	57
30 m	4	.14	.21	.18	24	162	60
100 m	4	.15	.22	.18	23	144	89
Összesen	16	.12	.22	.18	23	184	81

* NH₄-acetát + EDTA, mg/kg

56. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok S tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz, mg/kg)

Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban mg/kg*		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fûminták)							
Rózsadomb	2	0.20	0.44	0.32	61	67	64
Vérmező	2	.44	.46	.45	79	79	79
Andrássy út	2	.51	.52	.52	85	104	95
Városliget	2	.30	.39	.35	46	53	49
Népliget	2	.34	.44	.39	20	43	31
Mátyásföld	2	.22	.36	.29	32	53	43
Köbánya	5	.28	.39	.33	31	46	38
Pestlőrinc	3	.29	.36	.32	32	49	38
Csepel	4	.24	.36	.29	51	384	154
Nagytétény	5	.19	.33	.26	64	452	160
Ferencváros	2	.45	.45	.45	135	168	152
Összesen	31	.19	.52	.34	20	452	88
Budapest körzetei (Platánfa levele)							
Andrássy út	4	.45	.50	.48	50	104	75
Városliget	2	.44	.53	.48	46	53	49
Népliget	2	.39	.43	.41	20	43	31
M7 autópálya (Fûminták)							
1 m	5	.24	.36	.31	38	73	53
5 m	5	.15	.29	.21	37	58	43
10 m	5	.15	.29	.23	25	57	39
30 m	5	.17	.34	.28	21	76	43
100 m	5	.17	.29	.23	26	39	37
Összesen	25	.15	.36	.25	21	73	43
M7 autópálya (Ezüstfa levele)							
1 m	2	.45	.52	.48	56	58	57
5 m	3	.49	.55	.52	37	57	45
10 m	3	.33	.52	.43	30	76	50
30 m	4	.41	.50	.45	21	55	37
100 m	4	.36	.56	.44	26	39	37
Összesen	16	.33	.56	.46	21	76	43

* NH₄-acetát + EDTA

Az 52. táblázatban láthattuk, hogy a szennyezetlen fû hajtása 1 ppm körüli Pb készlettel rendelkezett. Amint az 57. táblázatban megfigyelhető,

az Andrásy úton és az M7 út padkáján ennek akár 90-120-szorosa is előfordulhat. Az adatok szórása, heterogenitása igen nagy mind a füvek, mind a fák leveleinek összetételében. A talajban hasonló extrém eltérések adódhatnak, különösen az M7 út környezetében. Megemlítjük, hogy a vidéki szántók felvehető Pb-készlete hasonló meszes talajokon 2-7 ppm között változott, a szennyezés tehát helyenként itt is közel 100-szoros. Nagytétény erős szennyezettsége tükrözi az elmúlt 80 év terhelését. A fûmintákban ez a terhelés nem jelentkezik, hiszen az ólomkohó már nem üzemel.

A korábban tárgyalt S-akkumulációval ellentétben a platánfák levelei rendre kisebb Zn koncentrációkat mutatnak a gyepek hajtásával összehasonlítva. Extrémebb akkumuláció figyelhető meg mind a növényben, mind a talajban az ipari körzetet jelentő Csepel, Nagytétény, Ferencváros, valamint az M7 út közvetlen térségében. Ezzel szemben az Andrásy úton csak a fûminták szennyezettsége kiugró, a talajé nem. A szennyezés döntően a levegőből eredhet. Erre utal az is, hogy az ezüsthajtka levele nem tükrözi az útpadka menti talaj extrém nagy Zn koncentrációját. Igaz, hogy itt a gyökérzet a mélyebb, Zn-vel nem szennyezett rétegekben helyezkedik el döntően (58. táblázat).

A növényi Cu tartalom jobban kiegyenlített és nem tükrözi a talaj Cu-tartalmát. Ismert, hogy a Cu felvétele akadályozott a talajból, a növények nem képesek kifejezett luxusfelvételre. A kísérleti telepek szántott rétegében 2-4 ppm között ingadozott az e módszerrel meghatározott felvehető Cu-készlet. A szennyezett talajokban ennek 10-20-szorosa is nem ritkán előfordulhat. A talajok szennyezése azonban kisebb veszélyt jelent a táplálékláncra, mert a Cu nem mobilis a talaj/növény rendszerben. Hozamfokozás céljából a takarmányokat gyakran Cu és Zn sókkal dúsítják a hízalás során. Mindez nem kérdő-jelezi meg azt a tényt, hogy a Cu a környezetszennyező nehézfémek közé tartozik, amint az 59. táblázat adatai is tanúsítják.

57. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok Pb tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz, mg/kg)

(Mintavétel: 1997. Okt. 31-Nov.04. Analízis: Velencei NYOZ, mg/kg)							
Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban*		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	10	13	11	21	42	31
Vérmező	2	13	19	16	42	42	42
Andrássy út	2	67	92	80	28	35	31
Városliget	2	15	21	18	35	41	38
Népliget	2	6	7	7	39	65	52
Mátyásföld	2	7	44	25	17	83	50
Kőbánya	5	8	10	9	16	28	19
Pestlőrinc	3	4	7	6	23	33	28
Csepel	4	7	21	14	31	87	61
Nagytétény	5	5	12	9	79	255	151
Ferencváros	2	11	12	12	65	69	67
Összesen	31	4	92	16	16	255	58
Budapest körzetei (Platánfa levelei)							
Andrássy út	4	24	49	34	28	166	81
Városliget	2	9	12	10	35	41	38
Népliget	2	6	9	8	39	65	52
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	13	120	56	120	906	411
5 m	5	14	36	23	30	55	37
10 m	5	18	28	21	18	26	22
30 m	5	13	84	37	8	51	24
100 m	5	10	28	17	8	19	15
Összesen	25	10	120	31	8	906	102
M7 autópálya mentén (Ezüstfa levelei)							
1 m	2	32	63	47	36	906	471
5 m	3	25	37	32	26	334	96
10 m	3	13	24	18	18	25	21
30 m	4	0	17	11	8	51	24
100 m	4	8	55	22	8	43	30
Összesen	16	0	63	24	8	906	98

* NH₄-acetát + EDTA

58. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok Zn tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz, mg/kg)

(Mintavétel: 1997. Okt. 31-nov.04. Analízis: Veleencei NYOZ, mg/kg)							
Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban*		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	25	41	33	21	48	34
Vérmező	2	76	83	79	42	46	44
Andrássy út	2	95	121	108	18	19	18
Városliget	2	62	64	63	37	40	38
Népliget	2	61	79	70	27	112	69
Mátyásföld	2	43	55	49	41	88	65
Köbánya	5	31	82	51	24	59	37
Pestlőrinc	3	35	47	42	30	33	31
Csepel	4	62	103	79	53	233	155
Nagytétény	5	46	106	61	64	162	96
Ferencváros	2	63	92	77	106	150	128
Összesen	31	25	121	63	18	233	70
Budapest körzetei (Platánfa levelei)							
Andrássy út	4	36	65	48	18	103	51
Városliget	2	19	23	21	37	40	38
Népliget	2	22	25	24	27	112	69
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	26	148	89	82	1213	412
5 m	5	24	140	52	10	238	55
10 m	5	28	49	35	6	23	13
30 m	5	20	35	29	4	16	14
100 m	5	22	35	30	7	32	14
Összesen	25	20	148	47	4	1213	102
M7 autópálya mentén (Ezüstfa levelei)							
1 m	2	31	42	36	16	1213	614
5 m	3	29	37	33	14	220	64
10 m	3	22	31	27	6	16	10
30 m	4	20	33	26	4	38	
100 m	4	18	40	26	7	90	34
Összesen	16	18	42	29	4	1213	106

*NH₄-acetát + EDTA

59. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok Cu tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz, mg/kg)

Mintavétel helye	Minta száma	min.	Növényben %		Talajban mg/kg*		
			max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	9	10	10	18	34	26
Vérmező	2	14	16	15	183	183	183
Andrássy út	2	23	27	25	6	6	6
Városliget	2	16	16	16	19	20	20
Népliget	2	9	18	14	14	40	27
Mátyásföld	2	8	8	8	7	8	8
Kőbánya	5	7	13	9	8	18	12
Pestlőrinc	3	9	11	10	15	53	37
Csepel	4	11	18	15	37	86	58
Nagytétény	5	6	11	8	16	58	36
Ferencváros	2	16	18	17	25	31	28
Összesen	31	6	27	13	6	183	38
Budapest körzetei (Platánfa levelei)							
Andrássy út	4	10	16	13	6	30	16
Városliget	2	8	8	8	19	20	20
Népliget	2	6	6	6	14	40	27
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	6	14	10	12	57	25
5 m	5	4	6	5	5	15	10
10 m	5	5	7	6	4	24	13
30 m	5	4	10	7	7	18	10
100 m	5	5	7	6	3	29	11
Összesen	25	4	14	7	3	57	14
M7 autópálya mentén (Ezüstfa levelei)							
1 m	2	9	14	11	24	57	40
5 m	3	8	16	11	5	15	9
10 m	3	9	14	13	4	24	12
30 m	4	9	16	12	7	8	8
100 m	4	7	12	9	3	9	6
Összesen	16	7	16	11	3	57	13

*NH₄-acetát + EDTA

A Cd 0.1-0.2 ppm értéket mutatott e módszerrel a szennyezetlen talajon, valamint méréshatár alatt maradt a gyep hajtásában. A városi és az útminti környezetben a növények Cd koncentrációja minden esetben mérhetőnek bizonyult és a legszennyezettebb pontokon elérte a 0.3-0.6 ppm, a talajokban pedig a 0.8-1.2 ppm tartalmat. A mini-mum és maximum értékek között 6-8-szoros különbségek adódhatnak mind a talajban, mind a növényi részekben. Összességében a Cd szennyezettség homogénabb, kiegyenlítettebb a légköri terhelésből eredően, kevésbé pontszerű. Kivételt az M7 útpadka jelenthet, amennyiben a talaja és fűve egyaránt kiugró értéket mutat. (60. tábl.)

Az útpadkán való extrém elem dúsulás arra is utal, hogy a szennyezők részben közvetlenül az útra kerülhetnek, ahonnan a porral és az esővízzel a padkára jutnak. A Pb főként a benzínből, a Zn és a Cu a fékbetétek és súrlódó felületek kopásából, míg a Cd a gumiköpenyek porladásából eredhet. A szennyezők másik része több-kevesebb időt tölt a légkörben és az uralkodó szelekkel távolabbi területekre sodródik. Martonvásár talajában a környezetszennyező elemek magasabb koncentrációkat jeleztek, hiszen az M7 úttól alig 1-2 km-re található a kísérleti telep. A szántott talajban a felületre jutó szennyezés ugyan-akkor elkeveredik a szántott rétegben, felhígul.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a környezetszennyezés egyaránt érintheti az esszenciális és nem esszenciális, makro- és mikro-elemeket. Különösen aggodalomra adhat okot a terhelés, amennyiben élettanilag toxikus elemet érint és extrém egy- vagy több nagyságrend-beli dúsulást mutat a környezetben. A potenciális veszélyt növelheti az elem táplálékláncban való mozgékonyasága, könnyű felvehetősége és hosszú felezési ideje az emberi vagy állati szervezetben. E tekintetben kétségtelenül az Pb és Cd terhelés hosszú távú következményei első számú közellenség képében jelentkeznek. Dúsulást azonban több elem mutatott: P, S, K, Na, (Cl), Zn, Cu, Cd, Pb, esetenként a B, Li, Cr, Co, Mo, Ni. További vizsgálatok, érzékenyebb analitikai módszerek újabb elem-szennyeződések felismeréséhez vezethetnek. A környezet állapotának figyelemmel kísérése feltételezi a városi, útkörnyezeti elemek (talajok, növények, vizek, élőszervezetek) folyamatos mintázását és elemzését is.

60. táblázat

Környezetszennyezés hatása a növények és talajok Cd tartalmára
(Mintavétel: 1991. okt. 31-nov.04. Analízis: Velencei NTSz, mg/kg)

(Mintavétel: 1997. Okt. 31-Nov.04. Analízis: Velecei N102, mg/kg)							
Mintavétel helye	Minta száma	Növényben %			Talajban*		
		min.	max.	átlag	min.	max.	átlag
Budapest körzetei (Fűminták)							
Rózsadomb	2	0.11	0.16	0.14	0.31	0.40	0.36
Vérmező	2	.16	.20	.18	.42	.42	.42
Andrássy út	2	.26	.29	.28	.21	.21	.21
Városliget	2	.19	.46	.32	.48	.71	.60
Népliget	2	.22	.38	.30	.30	.98	.64
Mátyásföld	2	.11	.17	.14	.36	.47	.42
Kőbánya	5	.10	.63	.37	.22	.79	.53
Pestlőrinc	3	.09	.14	.11	.23	.29	.25
Csepel	4	.12	.14	.15	.40	.84	.64
Nagytétény	5	.09	.27	.14	.47	.99	.68
Ferencváros	2	.40	.58	.49	.50	.84	.66
Összesen	31	.09	.63	.23	.21	.99	.52
Budapest körzetei (Platánfa levelei)							
Andrássy út	4	.13	.21	.19	.21	1.19	.49
Városliget	2	.14	.22	.18	.48	.71	.60
Népliget	2	.10	.17	.14	.30	.98	.64
M7 autópálya (Fűminták)							
1 m	5	.07	.34	.22	.38	.76	.58
5 m	5	.07	.13	.10	.12	.25	.19
10 m	5	.08	.19	.11	.10	.26	.17
30 m	5	.07	.18	.11	.09	.22	.17
100 m	5	.07	.14	.10	.10	.21	.16
Összesen	25	.07	.34	.13	.09	.76	.26
M7 autópálya (Ezüstfa levelei)							
1 m	2	.11	.13	.12	.61	.69	.65
5 m	3	.08	.12	.10	.12	.24	.18
10 m	3	.08	.13	.10	.10	.18	.14
30 m	4	.07	.28	.14	.09	.22	.16
100 m	4	.04	.10	.06	.10	.21	.15
Összesen	16	.04	.28	.10	.09	.69	.22

* NH₄-acetát + EDTA

11. A környezetszennyező elemek élettani hatása és az ember terhelése

Régóta ismert, hogy táplálással vagy a táplálás megvonásával (embernél és állatnál egyaránt) különböző betegségtüneteket lehet indukálni, majd az étrend megváltoztatásával ill. visszaállításával megszüntetni. Már a középkor végén Paracelsus is felhívta erre a figyelmet, hangsúlyozva a betegségek és az emberi szervezet ásványi só forgalma közötti összefüggéseket is. Mivel az ok-okozati kapcsolatok túlságosan áttételesek és összetettek, az orvosi gyakorlatban általában tüneti kezelésekre szorítkoznak ma is. A táplálkozástudomány alapösszefüggései azonban bizonyos fókig általánosíthatók, a tápláléklánc összeköti a talajt, növényt, állatot, embert. Ami a növényre érvényes (trágyázás), alapvonalaiban (trágyázás helyett takarmányozás) és módosításokkal (helyváltoztató mozgás stb.) az állati és emberi szervezetre is érvényes lehet.

A fontosabb nehézfémek emberre gyakorolt káros hatásáról a 61. táblázatban adunk áttekintést Fergusson (1991) nyomán. Látható, hogy az As, Hg, Cd, Pb szennyezés nemcsak egy-egy funkciót vagy szervet érint. Az emberi test egésze károsodik, mint az idegrendszer, a vese és máj funkciói, vérképző rendszer, légzőszervek, szaporodási és genetikai anomáliák, rákképződés egyaránt előállhat. Talán a toxikus hatások közül hosszú távon leg súlyosabbak azok a genetikai anomáliák, melyek az ember fennmaradását veszélyeztetik és az utódok degradációját vonhatják maguk után.

A nehézfém terheléssel a szervezet tartósan károsodhat, egyes elemek észrevétlenül feldúsulhatnak. A Cd és az Pb veszélyességét növeli, hogy a kiürülés, a biológiai felezési idő az emberi testben hosszú időtartamot jelent. A Cd 10-30 év, az Pb a lágy szövetekben 21 nap, a testben 5 év, míg a csontokban átlagosan 20 év alatt csökkenhet felére, amennyiben a szennyezés megszűnik. Ez azt is jelenti, hogy a városi ember az állandó felhalmozás és terhelés eredményeképpen elkerülhetetlenül akut vagy subakut mérgezést szenvedhet. A Cd, Pb, Hg és As biológiai felezési idejéről a 62. táblázat tájékoztat.

61. táblázat

Nehézfémek káros hatása a különböző szervekre (Fergusson 1991)

Szerv, terület	Elem	Egészségkárosító hatások
Központi idegrendszer	CH ₃ Hg, Hg Pb Tl	Agykárosodás Idegélettani funkció károsodása Agytumor
Periférikus idegrendszer	CH ₃ Hg, Hg Pb As	Abnormális reflexek és mozgás Perifériás idegkárosodás Perifériás idegefajulás
Veseműködés	Cd Hg As	Vesekárosodás, fehérjevizelés (proteinuria) Veseelfajulás Vizeletkiválasztási zavarok
Máj Vérrendszer	As Pb Cd As	Májsorvadás (Cirrhosis) Vérképződés gátlása Enyhe vérszegénység (anémia) Vérszegénység (anémia)
Száj, orr nyálkahártya	Hg As	Száj- és orrüreg károsodása Fekély (ulcer)
Haj	Tl	Hajhullás (alopecia)
Légzőszervek	Cd As Hg Se	Idült tüdőtgulat Tüdőtgulat és rostelfajulás Hörgök károsodása Légzőszervek gyulladása
Csontváz	Cd Se	Csontlágylás (Osteomalacia) Fogszuvasodás
Keringési rendszer Szaporodási rendszer	Cd, As Hg (As)	Szív és érrendszer károsodása Spontán vetélés
Torzkeltő hatás	CH ₃ Hg Tl	Deformált agy és test Torzszülött magzat
Rákképződés	Cd As	Prosztatarák, tüdőrák Bőr- és tüdőrák
Kromoszóma aberrációk	Cd As	Utódok károsodása Utódok károsodása

62. táblázat

Néhány nehézfém biológiai felezési ideje az emberi testben, csontban és a lágyszövetekben (Fergusson, 1991)

Elem	Testben	Lágyszövetekben	Csontokban
------	---------	-----------------	------------

Cd	10 - 30 év	10 - 30 év	?
Pb	4 - 6 év	21 nap	10 - 20 év
Hg	30 - 90 nap	45 - 160 nap	-
As	10 - 30 óra		-

Az emberi szervezet szennyeződése 4 úton történik alapvetően, melyeket az elfogyasztott szennyezett élelem és víz, ill. a belélegzett levegő és por jelenti. Sokan vizsgálták pl. a levegő és az ott élő emberek vére közötti összefüggést az Pb tartalmakban, mely gyakran szinte lineárisnak mutatkozott. Hasonlóan szoros kapcsolatot találtak a porszennyezés és az emberi szervek nehézfém szennyezettsége között. Az elfogyasztott víz jelentős terhelést produkálhat, amennyiben emelt nehézfém vagy káros elem tartalmú geológiai okokból vagy az emberi szennyezés eredményeképpen.

Környezetünk drasztikus Pb terhelése különösen nyilvánvalóvá válik, ha a folyamatot történelmi szemmel vizsgáljuk. A levegő, a víz, a talaj és az emberi vér Pb koncentrációja nagyságrendekkel emelkedett a korábbi korok természetes Pb szintjéhez viszonyítva. A szennyezettebb iparvidékeken, a túlszűfolt belvárosokban az Pb tartalma elérheti a toxikus szintet a levegőben, talajban, vérben egyaránt. Erről informál a 63. táblázat. Hasonlóképpen nőtt egy nagyságrenddel a felszíni tengervíz és a benne élő halak Pb koncentrációja. Az élelmiszerek feldolgozása, a konzervipar az ólom-szennyezést újabb nagyságrendekkel növelheti (64. táblázat).

Joggal vethető fel a kérdés: létezik-e közös mértékegység az állatok, növények, ember, talaj, víz, levegő, tehát az egész élettér terhelésének mérésére? Nyilvánvalóan nem, hiszen más minőségű objektumok és szervezetek számára mást tekintünk veszélyesnek vagy nemkívánatosnak. Bizonyos fokig azonban el kell fogadnunk Kopernikusz állítását: "Minden földi dolog mércéje és célja az ember". Ezt talán nem erkölcsi alapon fogadhatjuk el (főleg nem a társélölé-

63. táblázat

Környezetünk Pb-terhelése történeti szemmel (Fergusson 1991)

Vizsgált anyag	Természetes korábbi korokban	Háttér napjainkban	Vidék	Város	Ipar, utak
Levegő, pg/m ³	40	100	100000	500000	2000000

Élővíz ng/l	20	50	200	1000	5000
Üledék mg/kg	10	50	200	1000	10000
Talaj mg/kg	5	20	40	500	3000
Vér µg/dl	0.2	0.8	5	25	25 felett

64. táblázat

Pb-akkumuláció a tengervízben és a hosszú tonhal izomzatában
(Fergusson 1991)

Minta származása, kezelése	Pb (ppb)
Felszíni tengervíz, történelem előtti kor	0.0005
Felszíni tengervíz, jelenkor	0.005
Tonhal korábbi korokban (becslés)	0.03
Tonhal, jelenkor	0.3
Tonhal izomzat konzervben	7
Tonhal ólom forrasztású konzervben	1400

nyekkel szemben), hanem biológiai okból. Amennyiben az ember a táplálékláncnak többé-kevésbé a végén elhelyezkedő, biológiailag érzékeny és veszélyeztetett élőlény. Tudatosult cselekedeteivel pedig helyreállíthatja majd a természettel megbomlott viszonyát, az élettér egészének harmóniáját. Annál is inkább, mert a szennyezett környezet visszatükröződik bennünk. Fizikálisan is érintkezünk vele látás, hallás, szaglás, ízlelés útján, belélegezzük, fogyasztjuk.

Felvethető a kérdés: egészséges-e, amit szívesen fogyasztunk? Az állat és döntően az ember is az ösztöneire hagyatkozik. A növény is szelektál genetikai adaptációja alapján a felvétel során. Ezek az ösztönök és szelektív mechanizmusok a természetes, vagyis az ember által át nem alakított bioszférában működnek. Az édesség iránti vágyunkat nyers édes gyümölcsökkel, bogyókkal elégítjük ki, enzimekkel, vitaminokkal, rostokkal együtt. Mesterségesen finomított tiszta cukrok és édesített frissítők fogyasztásánál a vágy megmarad. Mézből, amely-hez általában ritkábban jutott hozzá az ember, szintén csak keveset tud fogyasztani. A méz egyébként sem hasonlítható a finomított cukor-hoz, hiszen oly sok (részben még mind a mai napig nem azonosított) összetevővel rendelkezik, mely messze túlmutat édesítőszer funkcióján.

A nehézfémek és káros elemek jelenlétét mint a Hg, Pb, Cd stb. sem az állat, sem az ember nem észleli az élelmiszerekben. Ösztöneink tehát nem alkalmasak a túltrágyázott, hormonokkal kezelt, káros elemekkel terhelt, vegyszerekkel mérgezett, de íztelen és szagtalan élelmiszerek kiszűrésére, melyeket mindezen túlmenően mesterségesen érleltek, kezeltek, ízesítettek, színezték. Nincs tehát természetes minőségellenőrzési védelmi rendszerünk. Szerzett tudásunknak kell társulni természetes érzékszerveinkhez, ösztöneinkhez. E téren a kémiai elemzés orientálható, mely képes feltárni az elemeldúsulásokat szerveinkben. Az emberi szervek és a vér átlagos összetételéről, valamint a 70 kg-os emberi test mikroelem készletéről a 65. táblázatban nyújtunk áttekintést Fergusson (1991) összeállítása alapján. Mivel az Pb, Cd és a Hg terhelés különösen nagy veszélyt jelent a mai emberre, fontosságuk miatt e három elemet külön is tárgyaljuk.

65. táblázat

Az emberi szervek összetétele és az átlagos test elemkészlete (Fergusson 1991)

Szervek	Cd	Hg	Pb	As	Se
mg/kg sz.a.					
Vese	40-120	0.4-8	0.8-6	0.02-1.2	0.8-6
Máj	8-12	0.04-4	0.8-6	0.08-0.8	1-1.6
Izom	-	0.08-2	0.04-2	-	-
Haj	0.5-2	0.5-2	1-20	0.02-2	0.5-1
Csont	0.5-2	-	0.2-10	0.08-1.6	1-9
µg/dl					
Vér	0.05-0.5	0.2-2	1-25	0.1-1	5-25
mg/70 kg	50	13	40-120	18	13

A vese, máj és izom adatait 0.25 faktorral szorozva a friss súlyban mért koncentrációkat kapjuk.

11.1. Az ólom

Kiterjedten alkalmazott fém, világtermelése a 70-es években meghaladta a 4 millió tonnát évente. Az ismert lelőhelyek 100 millió t körüli készletet takarnak. A gyártási technológia sokat javult, de a füsttel nem kevés Pb kerül ma is a levegőbe. Használatos kopásgátló-ként, a tetraetil és a tetrametil Pb az oktánszámot növeli a benzinben, melynek nagyobb része a kipufogógázokkal jut a levegőbe. Mind ez ideig a legfőbb környezetszennyező fémnek minősült. Az ipari akut Pb-mérgezések száma csökken, halálos mérgezésekre csak elvétve kerül sor a fejlett

országokban. A századelőn Purves (1985) szerint 1000 mérgezés is előfordult Angliában, napjainkban mintegy 70 esetet regisztrálnak évente.

Már a rómaiak használták vízvezetésre, a középkorban gyakori a kastélyok és templomok tetőfedése, ereszcatornák építése e fémekkel. Az ólomcsövek ma is terhelik ivóvizünket, különösen savas közegben, amikor az Pb oldhatóvá válik. Hasonlóképpen kioldódhat a kerámiák, ballonok, üvegek anyagából az elsavanyodó vízzel vagy savanyú itallal, mint a borok. Ahol a víz lágy és savanyú, ott a pH értéket és a keménységet célszerű beállítani. Szerencsénkre Magyarországon a vizek kemények és meszesek. A WHO, az Egészségügyi Világszervezet a 70-es években 100 ppb (0.1 ppm) maximális koncentrációt engedélyezett az ivóvizekben, mely a 80-as évekre 50 ppb, azaz 50 µg/l értékre módosult. Hazánkban szintén ez a megengedett tartalom. (66. táblázat)

A Pb körülvesz bennünket a háztartásban. Megtalálható a festékekben, ahol akár 20 %-ot is elérhet. A gyermekjátékok, épületek, falak, szőnyegek festékei a házi porban akkumulálódnak. A gyermekek terhelése és mérgezése nem ritkán előfordul, mert viselkedésük miatt jobban kitettek, óvatlanok. Az Egyesült Államokban gyakori gyermek-mérgezések fordultak elő a festett régi faházakban, a déli államokban. A PVC-ben stabilizálóként szerepel. A korábban elterjedt "ólomkamrás kénsavgyártási folyamat" ólomszulfát szennyezést eredményezett a kénsavban. Foglalkozási ártalom felléphet a közlekedési rendőrnél, akkumulátor üzemekben, bányákban, kohókban.

66. táblázat

Felszín alatti vizek minősége, ill. ivóvízre való alkalmassága
OVH Műszaki Irányelvek, M1-10-433-84. 1984. november

Elem	Összes mg/l	Elem	Összes mg/l
Hg	0.001	Se	0.01
Cd	0.005	Cr	0.05
As	0.05	Cu	1
Pb	0.05	Ba	1

A kloridion 100-350, nitrition 0.3-1, szulfidion 0.02-0.1, cianid 0.05 mg/l koncentrációban megengedett.

Az összes keménység 50-350 mg/l CaO koncentrációban megengedett.

Mivel az élő szervezet felveszi és visszatartja, az Pb szennyezést a test és szervei tükrözik. A történelem előtti kor emberében a csont-elemzések szerint elenyésző volt az Pb mennyisége Európában. Ez az állapot kb. az 1000-es évekig fennmaradt pl. Dániában, amikor is elterjedt az ólomüveg. A terhelés folyamatosan nőtt az 1940-es évekig. Itt érte el maximumát, amikor Pb-arsenátot használtak peszticidként a rovarok ellen a gyümölcsösökben. A szennyezés azóta csökkenő és kevesebb a mérgezés, mint a középkorban, amikor elővi-gyázatosság nélkül kezelték az ólomtartalmú tárgyakat.

Mivel ez a fém világviszonylatban is a figyelem középpontjába került, a környezet szennyezése várhatóan rohamosan csökkenni fog. Erre utal a Pb-mentes benzin bevezetése is. A környezeti elemekben, elsősorban a talajban felhalmozott Pb azonban még hosszú évszázadokig kifejtheti káros hatását akkor is, ha a terhelés teljesen megszűnik. Környezetünk nem lehet újra tiszta és szennyezetlen. A trópusi törzsek, vagy a sarkvidék távoli területein élő népek fogaiban az Pb még összevethető az ókorival, akár 40-szer kevesebb mint a városlakóké. A kőzetek mállásával, természetes úton kb. 200 ezer t kerülhet a környezetbe, mely 5 %-a lehet a bányászott mennyiségnek. Ez jelenthette a bioszféra elemeinek háttérszennyezettségét.

A viszonyítási alapot a litoszféra, az altalajok és kőzetek összetétele nyújtja 10-20 ppm Pb-tartalommal. A korábbi összetételű atmo-szféra és hidroszféra nem mérhető, csak becsülhető. A levegő háttérszennyezettségét 100-500 pg/m³, azaz 0.1-0.5 ng/m³, míg az élő-vizekét 50-100 ng/l, azaz 0.05-0.1 µg/l vagy ppb értékben adja meg a legtöbb szerző. A növények Pb koncentrációja 0.01-1 ppm közötti általában a szennyezetlen vidékeken. Mindenesetre a globális terhelés növekedése jól jelzi, hogy a grönlandi jégtakakról Pb tartalma 1750 és 1967 között a mérések alapján mintegy 20-szorosára emelkedett.

Tömeges ólommérgezésekre került sor 1994-ben Magyarországon az örölt paprikák hamisításakor. Intézetünk az MH KKÖKI Toxikológiai Osztályának megkeresésére megvizsgálta a mérgezett örleményeket, valamint az azokat fogyasztó néhány beteg vér és vizelet mintáit. Kontrollként valódi kistermelői paprikamintákat is elemeztünk. Eredményeinket a 67. táblázat mutatja be. Hét elem (As, Cd, Co, Hg, Mo, Ni, Se) koncentrációja a 0.1 ppm alatti tartományban a kimutathatóság alatt maradt.

A természetes paprika-örleményekben 1 ppm alatti az Pb és a Cr, ill. 1-2 ppm a Ba tartalom. A mesterségesen színezett örleményben 0.4-1.6 % Pb található, mely akár 100.000-szeres dúsulát is jelent-het. Nagyjából

hasonló volt a helyzet a Cr esetében, míg a Ba mintegy 60-szoros átlagos dúsulást jelzett. Az analízis adataiból az is látható, hogy a mérgezett őrlemény valójában nem paprika, az esszenciális összetevői hiányoznak: a B 1/10-e, a Cu 1/3-a, a Ca, Mg, S, P, K makrotápelemeknek szintén csak egy része fordul elő benne.

Valószínűleg egy lisztszerű anyagot kezeltek minium festékkel, kromáttal és valamilyen báriumsóval. A hamis őrlemény színe néha cinóbervörös árnyalatú volt, máskor érezhető kenceszagot árasztott. A szabványban megengedett 5 ppm Pb közel 2000-szerese is előfordult ezekben a mintákban. A Cr és Ba elemekre a szabvány nem ad határértéket, élettanilag azonban hasonlóan alacsony tartalom a kívánatos és elfogadható. A paprikát fogyasztó betegek vérében 25-50 µg/dl Pb koncentrációkat találtunk (a normális szint 0.5-5, az emelkedett 5-10 µg/dl.)

A vér Ba szintje 25-40 µg/dl között változott. Az egészséges vérben a Ba csak nyomokban található. Krómot a betegek vérében és vizeletében sem tudtunk kimutatni, ez az elem kevésbé mobilis a kör-nyezetben. A betegek vizelete a kezelést követően 260 µg/l Pb tartalmat jelzett a normál 10-70 µg/l szinthez képest. A kezelés szemmel láthatóan eredményesnek mutatkozott, az Pb egy része gyorsan kiürült a szervezetből (feltehetően a lágyszövetekből).

67. (paprika) táblázat

11.2. A kadmium

Világtermelése 20 ezer tonna körüli évente. Ipari használata a századfordulón kezdődött és az 50-es években lendült fel, azóta jelent egyre komolyabb szennyezőt. Alkalmazza a fémipar, műanyagipar, festékgártás, elektromosipar. Felhasználják sűrűlódásgátlóként, rozsdamentesítésre, ötvözetekben, narancs-színt adó festékekben és zománcban, alkáli elemekben. A zománcedényekből főzéskor kiszabadulhat, a forrasztott fémekből elillanhat. A kerámia és tűzzománcozott edények kioldható fémtartalmára hazai szabvány is határértékeket ad (68. táblázat).

68. táblázat

Kerámia és tűzzománcozott edények kioldható fémtartalmának maximumai. 8/1985. (X. 21.) Eü. min. rendelete

Kerámia/porcelánedény típusa	Egység	Pb	Cd	Zn	Cu
<i>A. Élelmiszerek tárolására szolgáló kerámia</i>					
Lapos edény (25 mm mélységig)	mg/dm ²	1.7	0.17	3	2
Öblös ivóedények szájrere	mg/dm ²	1.7	0.17	3	2
Kis öblösedény (1.1 liter alatt)	mg/l	5	0.5	10	5
Nagy öblösedény (1.1 liter felett)	mg/l	2.5	0.25	5	2.5
<i>B. Élelmiszerek sütésére, főzésére szolgáló kerámia</i>					
Lapos edények	mg/dm ²	0.5	0.05	3	2
Öblös edények	mg/l	2.5	0.25	10	5
<i>Tűzzománccal bevont tároló és főzőedények</i>					
Minden fajta edénynél	mg/dm ²	0.01	0.01	0.05	0.05
- Öblös edény, melynek belső mélysége a 25 mm-t meghaladja - Tűzzománccal bevont edényekre egyéb határérték: As = 0.05; Sb = 0.01; Bi = 0.05; Se = 0.05 mg/dm ²					

Fizikai és kémiai tulajdonságai a Zn-hez hasonlóak, a periódusos rendszerben is egy csoportban jelennek meg. Toxicitása részben a hasonló atomszerkezetre vezethető vissza, mely lehetővé teszi, hogy az

esszenciális Zn-et az élő szervezet enzimrendszereiben helyettesítse. A közetekben szintén a Zn-kel együtt fordul elő 3 %-ot is elérő szennyező-dés gyanánt. A talajok Zn/Cd aránya 100-1000:1, nagyjából a növényi Zn/Cd arány is ilyen tartományba eshet, hiszen a Zn 2-3 nagyság-renddel nagyobb koncentrációt képvisel.

Erősen mérgező és már kisebb (szubakut) terhelésnél szédülést, hányingeret, légiszonyt, vizelési rendellenességet okozott az ázsiai ékszergyári munkásoknál. A foglalkozási ártalomban szenvedőknél a vérben 0.93 µg/ml volt a Cd tartalom, míg a kívülállóknál 0.38 µg/ml. Kísérleti állatokon akut mérgezést váltott ki a 60-400 ppm Cd tartalmú takarmány etetési vizsgálatokban. Egereknél magzati rendellenességet indukált a 10-30 ppm Cd tartalmú ivóvíz. Embernél mérgezési tünetek léptek fel a 15 ppm szennyezettségű italok fogyasztása-kor (Purves 1985, Fergusson 1991).

A Cd tömeges mérgezést okozott Japánban a II. világháború utáni években, mely az itai-itai betegség néven vált ismertté. A Cd akkumuláció csontlággyulást eredményezett komoly vesebántalmakkal. Sérülnek a vesecsatornák, melynek következménye a kóros fehérjeürítés (proteinuria). Észleltek akut neurózist, krónikus bronchitist, magas vérnyomást, érrendszeri betegségeket, észlelési funkció zavarait. Egy boncolás-sorozatban összefüggést találtak a máj Cd szintje és az infarktusos halálokok között É-Karolinában.

A felvett Cd nehezen ürül ki a szervezetből, ezért a terhelés kumulatív. Az ipari munkások körében a Cd-mérgezés veszélye fennáll mint foglalkozási ártalom. Különösen az akkumulátorral, rézöntéssel foglalkozóknál, a Cd-tartalmú fémeket forrasztóknál, Zn kohók munkásainál. A Cd ugyanis főként úgy kerül a környezetbe, hogy a Zn, Cu és Pb ércekről leválasztják. Valójában tehát évezredek óta öntudatlanul Cd-ot juttatunk környezetünkbe, amióta a réz és ólom olvasztása ismertté vált.

Foglalkozási betegségnek minősül a prostata rák. A CdSO₄ és a CdCl₂ sók bőr alá juttatásával rosszindulatú daganatot (szarkóma) indukáltak. Ez a rákkeltő hatásra bizonyítékul szolgál. A CdO-pornak kitett munkahelyeken, pl. az akkumulátor üzemekben a rák gyakorisága magas. A dohánylevél jelentős, 2-4 ppm Cd-ot is tartalmazhat, de a dohányzás Cd-terhelése nem bizonyított egyértelműen. Hasonló összefüggést a Pest megyében közelmúltban végzett vizsgálatokban sem le-hetett igazolni (Vermes és munkatársai 1993).

Kérdés ugyanis, hogy mennyi kerül a füstből a szervezetbe? Nem valószínű, hogy jelentős terhelést okozhat, mint nem ipari forrás. Más-résről általában a vér és a vizelet Cd tartalmát elemzik és vetik össze a

nemdohányosával. Az összefüggés hiánya a Cd beépülésével is magyarázható. Kísérleti állaton Cd-akkumulációt lehetett indukálni füst-tel, melyet a vesekéreg jelzett. Saját vizsgálataink során, Cd-mal szeny-nyezett takarmány etetését követően, a nyulak veséje és mája tükrözött csupán a terhelést, míg a többi szervben Cd-akkumuláció nem jelentke-zett (Kádár et al. 1994). A becsült napi Cd-felvétel 50-500 µg közötti, 1 cigaretta 1-2 µg mennyiséget tartalmaz. Az erős dohányzás, főként a kumulatív jelleg miatt 10-20 év távlatában már jelentős terhelést indukálhat és hozzájárulhat az általános Cd készlet növekedéséhez.

11.3. A higany

A világtermelés 10 ezer t/év körüli, melynek közel a fele szennyezésként a környezetbe kerülhet a becslések szerint. Fő ásványa a HgS. Kitermelésében az USA, Kína, Spanyol- és Olaszország jelentősek. A Hg bányászatát még a föníciaiak kezdték Spanyolországban i.e. 700 körül Almaden mellett. Ez a bánya fennállása óta 200 ezer t Hg-t állít-hatott elő, következésképpen óriási mennyiség juthatott a környezetbe. A HgS melegítéssel leadja a fém Hg-t. Purves (1985) szerint a "folyé-kony ezüst" előállításának eme módját már Aristoteles ismertette i.e. 350-ben. Ismerte azonban e fémet az ókori India, Kína, Egyiptom is.

Az ókor főként a cinóbervörös festék előállítására, kozmetikai és orvosi célokra, valamint díszítésre használta. A haj-analízisek szerint Hg mérgezés okozhatta halálát számos betegnek a középkorban, akiket az orvosok Hg vegyületekkel kezeltek. A középkori alkimisták kedvenc féme, melynek mágikus gyógyhatást tulajdonítottak. Egyaránt használták hashajtóként, a szifilisz és bőrbetegségek gyógyítására, aranycsinálásra.

Napjainkban higanygőz lámpákban, elektromos elemekben, műanyagokban, laboratóriumokban, hőmérőkben alkalmazzák. A mezőgazdaság a klorid sóit, valamint a szerves Hg-vegyületeit hasznosította és hasznosítja rovarölőszerként és rágcsálók ellen. A Hg gőzei idegmér-gek, depressziót, remegést váltanak ki, a szerves vegyületei azonban még erősebb mérgek. A múlt században a kalapkészítők Hg(NO₃)₂-ot használták az anyagaik kezelésére. Az Angliában divatos "örült mint a kalapos" szólás a kalaposok Hg mérgezéssel kiváltott érzelmi zavaraira utalt.

Tanulmányok készültek az USA-ban a Nagy Tavak, valamint Svédországban és másutt a tavak Hg szennyezettségéről. A metil és etil Hg-vegyületek különösen veszélyesek, mert áthaladnak a placentán és az embriót károsítják, a szervezet genetikailag is védtelen. (Az említett szerves Hg-t előállító vegyészek szintén megmérgeződtek és meghal-tak.)

Elemi formában a Hg beléphet a véráramba a belélegzett gőzökkel és a vizeletben is kimutatható. A laboratóriumokban fennáll a Hg gőzök veszélye, pl. a Kjeldahl N-meghatározásnál is használnak egyesek HgO-t katalizátorként. A vizelet normális szintje 10-20 µg/l Hg, néhány laborban 400-1100 µg/l értéket is mértek a kiömlött Hg szennyezést követően. Mérgezést jelezhet a hajban 50 µg/g, vérben 0.2 µg/g koncentráció.

Szerencsére szobahőmérsékleten a Hg kevésbé illékony, olajos filmréteg védi ettől. Magas hőmérsékleten azonban a gőz nyomása ugrásszerűen nő. Az alkil Hg-vegyületek túl veszélyesek a biztonságos alkalmazáshoz, ezért általános betiltásukat javasolják. Az egyik ismeretebb nagyobb metil Hg mérgezés Irakban történt, ahol a kezelt (fungicidként) vetőmag fogyasztásra került. A tyúkokkal feletetett magból a Hg átkerült a tojásba és innen az emberbe is. Az élelmiszerekben általában 0.05 ppm volt a megengedett, az ivóvízben 5 ppb, de a szabványok nem tesznek különbséget a Hg-vegyületek között. A határértékek tovább szigorodtak, hazánkban 0.01-0.05 ppm közötti a tűrhető koncentráció. Városi és ipari körzetekben megnőtt a háttér-szennyezés, melyet az analízisek jeleznek.

Itt is elmondható, hogy a Hg és vegyületei a figyelem középpontjába kerültek és a szigorúbb előírások, a nagyobb elővigyázatosság, valamint a csökkenő HgS készletek nyomán a környezet terhelése csökkenni fog. A szennyezetlen talajok 0.01-1 ppm közötti tartományt képviselnek. Hasonló a növények Hg koncentrációja 0.01-1 ppm közötti értékkel, ezért a rutinanalízisekkel a legtöbb laboratóriumban ki sem mutathatók. A Hg terheléshez a mezőgazdaság is hozzájárul. A 69. táblázat áttekintést nyújt a talajok mikroelem szennyeződésének mezőgazdasági forrásairól. Kabata-Pendias és Pendias (1984) gyűjtötték össze az e téren rendelkezésre álló adatokat. Mint látható, a szennyvíziszapok és a peszticidek akár 40-50 ppm Hg szennyezést is tartalmazhatnak.

69. táblázat

A Hg megkötődhet a talaj szerves és ásványi kolloidjain, de fém Hg-ként el is illanhat. Mivel a kénnel HgS képződik, oldhatatlan csapa-dék, az erősen szennyezett talaj kénezése csökkenti a Hg toxikusságát. A tüzeléssel jelentős mennyiségű Hg kerülhet a légkörbe, mert egyes kőszén- és ásványi olajok akár 30 ppm koncentrációban tartalmazhatják (70. táblázat). Igaz, hogy a fossziliák S tartalma is nagy, így a Hg feltehetően immobilis formában kerül a talajba és a vizekbe a lég-körből. A Hg leginkább az akvatisz rendszerben mozgékony és veszélyes, felhalmozódhat a vízben, vízi élőlényekben és a halat fogyasztó emberben. A legismertebb tömeges mérgezések Japánban fordultak elő.

70. táblázat

Fosszilis energiaforrások mikroelem tartalma (Lisk 1972)
mg/kg

Elem	Kőszénben	Ásványi olajokban
As	2 - 25	0.05 - 1.1
Ba	20 - 3000	750 - 1000
Be	0.1 - 1000	-
Cd	0.2 - 0.5	0.002 - 0.2
Cr	5 - 60	0.02 - 30
Hg	0.07 - 33	49 - 345
Ni	10 - 50	-
Pb	2 - 20	-
Se	4 - 7	0.03 - 1.4
Sr	0.07 - 0.15	-
Sb	0.5 - 5	30 - 107
Sn	1 - 10	-
Te	0.5 - 2	-
Ti	500 - 2000	-
V	10 - 50	0.004 - 0.3
Zr	7 - 250	-

1953-ban következett be a Minamata öbölbeli katasztrófa, amelyben mintegy 100 fő szenvedett súlyos károsodást, ill. pusztult el. A közeli vegyüzem mérgező Hg-metil vegyületeket tartalmazó szennyvizét

rendszeresen a tengerbe ürítette. A környék lakossága a kifogott és elfogyasztott halak, kagylók és rákok útján mérgeződött. Az áldozatok veséje 106, mája 42, agyveleje 21 ppm Hg-t mutatott friss súlyban, míg a normális koncentráció 0.001-0.0001 ppm közötti. A túlélőknél részleges vagy teljes paralízis, süketség, látáskárosodás, értelmi fogyatékoság és egyéb tünetek léptek fel. Az állatokon és embereken egyaránt észlelt tünetegyüttes a "Minamata szindróma" nevet kapta.

Az öböl vize a szennyezés időtartama alatt 1.6-3.6 ppb Hg tartalmat jelzett, míg a normál érték 0.1 ppb alatti. A planktonok 4-19, az öböl iszapja 22-59 ppm készlettel rendelkeztek. Az 1958-ban gyűjtött kagylók és rákok húsnak átlagos koncentrációja 30-102 ppm Hg volt friss anyagban. Megjegyezzük, hogy a tengeri növényzet átlagos Hg koncentrációja a 0.1 ppm, míg a tengeri halaké és állatoké az 1 ppm alatti tartományban található, hasonlóképpen a szárazföldi növényeké-hez és állatokéhoz.

Saját vizsgálatainkban nehézfémekkel szennyezett takarmánnyal folytattunk etetési kísérletet. A nyulakat az etetési kísérlet végén felboncolták és meghatároztuk az egyes szervek elemtartalmát. A néhány hetes kísérlet során a Hg extrém módon halmozódott fel a vesében 50 ppm koncentrációban, valamint döntően a bélsárral ürült ki a szervezetből. A kontroll állatok szerveiben egyáltalán nem volt kimutatható. Hasonlóképpen a Pb és a Cd is elsősorban a vesében, kisebb részben a májban akkumulálódott és döntően a bélsárral távozott. Főbb eredményünket a 71. táblázatban foglaltuk össze.

71. táblázat

A Cd, Pb és Hg elemekkel szennyezett takarmány hatása a nyúl szerveinek és ürülékének elemtartalmára.

Sárgarépa etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék

Analízis: MTA TAKI, 1992.

Takarmány, szervek	Cd ppm		Pb ppm		Hg ppm	
	Kontroll	Kezelt	Kontroll	Kezelt	Kontroll	Kezelt
Takarmány	0.14	2.30	1.58	4.01	0.00	30.00
1. Szív	0.00	0.00	0.39	0.00	0.00	0.00
2. Tüdő	0.01	0.03	0.64	0.51	0.00	0.00
3. Máj + epe	0.12	0.72	1.72	1.85	0.00	3.53
4. Vese	0.12	2.59	0.04	4.66	0.00	50.48
5. Lép	0.01	0.00	0.76	0.15	0.00	0.08
6. Here	0.00	0.02	0.21	0.00	0.00	0.00
7. Zsírszövet	0.00	0.00	0.14	0.06	0.00	0.00
8. Izom	0.00	0.00	0.00	0.13	0.00	0.13
9. Csont	0.00	0.00	0.00	0.65	0.00	0.00
10. Szőr	0.00	0.00	0.36	0.00	0.00	0.00
11. Bélsár	0.46	9.07	3.02	9.38	0.00	32.06
12. Vizelet	0.00	0.00	0.04	0.05	0.00	0.02
SzD5%	0.38		1.14		11.04	
Átlag	0.14	1.04	0.61	1.45	0.00	7.19

11.4. Ásványi elemek hiányával és túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek

Az ásványi elemeknek, köztük a már Fergusson (1991) nyomán bemutatott As, Hg, Cd, Se, Pb, Tl környezetszennyezőknek nemcsak a túlsúlya vezethet egészségügyi problémákhoz, hanem gyakran a hiánya is.

Ez a jelenség egyaránt érinti az esszenciális és nem esszenciális, valamint a makro- és mikroelemeket. Mivel ma még keveset tudunk az ásványi elemek élettani optimumairól az emberi szervezetben, kiegészítő-képpen közöljük a Természetgyógyászat 1994. októberi számának összeállítását, mely a Naturheilpraxis 1993/3. számából származik, valamint Blauer (1992) nyomán a vitaminok és néhány ásványi elem hiányával összefüggő betegségek és tünetek leírását. Ezek a források hagyományos módon főként a hiánytüneteket és hiánybetegségeket hangsúlyozzák.

Az összeállítások ma még sok bizonytalansággal terheltek, de alkalmasak egyfajta áttekintésre, és felhívják a figyelmet az ásványi elemforgalommal kapcsolatos élettani kutatások fontosságára. Az elemek sora és a tünetek leírása a jövőben minden bizonnyal bővülni fog és kiegészül majd szabatos határérték-táblázatokkal, melyek az egyes szervek megengedhető elemkoncentrációit tartalmazzák tájékoztató jelleggel. Amint a 72., 73., 74. táblázatokból látható, a hiány vagy túlsúly kiválthat általános panaszokat. Növelheti a fertőzésekre való hajlamot, daganatos betegségeket, növekedési zavarokat, ortopédiai, gyomor és bél, érrendszeri, anyagcsere, bőr, ideg, vesebetegségeket egyaránt okozhat.

A rákos (daganatos, tumoros) betegségek gyakoriságát növelő elemek, főképpen a környezetszennyező nehézfémek és toxikus elemek száma gyorsan nő az utóbbi évtizedek újabb kutatási eredményei fényében. Némely elem hatásmechanizmusa jól ismert, míg számos más elem élettani funkciója és a túlsúlya által kiváltott rendellenesség ill. mérgezés még nem kellően vizsgált és megértett. Mindez összefügg azzal, hogy a jelenség összetett, az ok-okozati kapcsolat nehezen ismerhető fel, a kísérletes vizsgálatok nehézségekbe ütköznek. Esetleg az elem akkumulációja még nem fedezhető fel egyértelműen a környezeti elemekben (levegő, talaj, víz, élelem) a jelenlegi analitikai eljárásaikkal, így figyelmen kívül marad.

72. táblázat

Ásványi elemek hiányával ill. túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek.
(Természetgyógyászat, 1994. okt.)

Betegségek, tünetek	Hiányzó v. túltengő elem
<i>Általános panaszok</i>	
Fáradékonyság, kimerültség, gyengeség	Mg, K, Cu hiánya
Alvászavarok	Pb, As, Hg túlsúly
Fejfájás, migrén	Cu,Mg hiány/Pb, Hg, Zn túls.
Ödéma	Cu hiány
Idegesség, ingerlékenység, depresszió	K,Mg hiány/Hg, As, Pb, B túls.

Fertőzésekre való hajlam	Zn hiány
Struma	V túlsúly
Fogszuvasodás	Ca hiány/Hg túlsúly
Stomatitisz (szájnyálkahártya-gyulladás)	Hg túlsúly
Vérszegénység	Fe, Co, Cu hiány
Izomgörcsök	Mg, K, Ca hiány
<i>Daganatos betegségek</i>	
Daganatképződési hajlam	Zn, Se hiány
Gyomor, gége és vese rákosodása	Ni túlsúly
Tüdőrák	Cr túlsúly
<i>Gyermebetegségek</i>	
Növekedési zavarok	Cu, Zn hiány
Túlzott aktivitás, tanulási nehézség	Pb túlsúly
Angolkór	Al túlsúly
Fertőzésveszély, nemi fejlődési zavarok	Zn hiány
Hajhullás, hasmenés, bőrgyulladás és	Hg túlsúly
Heves szívdobogás, pszihés zavarok	
<i>Ortopédia</i>	
Csontritkulás, -lágylás, gerincdeformitás	Ca, P hiány/Cu, Cd túlsúly
Izületi deformitás, reuma	Mn, Cu hiány
Izületi duzzanatok	B túlsúly
Porcsérülések	Si hiány
Izomgyulladás	Mg, K hiány
Vesebetegnél csont/izom fájdalmak	Al túlsúly
Köszvény	Mo túlsúly

Eredeti forrás: Naturheilpraxis 93/3.

73. táblázat

Ásványi elemek hiányával ill. túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek. (Természetgyógyászat, 1994. okt.)

Betegségek, tünetek	Hiányzó v. túltengő elem
<i>Gyomor- és bélpanaszok</i>	
Hányinger, étvágytalanság, émelygés	As, Cd, Pb, Cu túlsúly
Hányás, hasmenés	Zn, Ni, As túlsúly
Fogyás	Ba, Zn, Mn hiány
Hasi fájdalom	Zn túlsúly
Székrekedés	K hiány/As túlsúly
Puffadás	Na hiány
Májbetegségek	Se, Mg hiány
Hasnyálmirigy elégtelenség	Se hiány
<i>Kardiológia</i>	
Magas vérnyomás	Mg hiány/Cd túlsúly
Degeneratív szívbetegségek	Mg hiány/Co túlsúly
Szívgörcs, ritmuszavarok	Mg, K hiány/K túlsúly
Alacsony vérnyomás	Cd túlsúly
Szív- és érrendszeri betegségek	Se hiány
<i>Anyagcsere betegségek</i>	
Cukorbetegség, csökkent cukortolerancia	Cr, V hiány/koleszterin túls.
Elhízás	Mo hiány
Csökkent fogamzóképeség	Zn, V, Se hiány
<i>Tüdőbetegségek</i>	
Légúti fertőzések	Zn hiány
Tüdőasztma	Mn hiány
Makacs köhögés, légmell	Be túlsúly
Tüdőfibrózis	W túlsúly
Ingerköhögés, nehézlégzés, szilikózis	Ni, Si túlsúly
<i>Bőrbetegségek</i>	
Száraz bőr, pattanások	K hiány
Bőrgyulladás, kopaszodás, sebpanaszok	Zn hiány
Fokozott bőrfestéktermelés	Ag túlsúly
Hónalj alatti csomóképződés (granulóma)	Zr túlsúly
Törékeny köröm és haj	Ca hiány
Hajhullás	Zn hiány/As túlsúly

Eredeti forrás: Naturheilpraxis 93/3.

74. táblázat

Ásványi elemek hiányával ill. túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek (Természetgyógyászat, 1994. okt.)

Betegségek, tünetek	Hiányzó v. túltengő elem
<i>Ideggyógyászati, pszichiátriai betegségek</i>	
Depresszió, nyugtalanság	Mg, K hiány
Mániás depresszió	Li hiány/V túlsúly
Ízlelési, szagérzékelési zavarok	Zn hiány/Cd túlsúly
Zsibbadásérzet (paraesztéziák)	Mg, Ca hiány/As túlsúly
Agykárosodások (encefalopátiák)	Cu hiány/Al túlsúly
Alzheimer kór, időskori elbutulás	Al túlsúly
Parkinson kór	Cu túlsúly
A vitaminra nem reagáló szürkületi vakság	Zn hiány
Emlékezetzavar, észlelési rendellenesség	Pb, Hg túlsúly
Remegés, az írás megváltozása	Hg túlsúly
Részleges bénulások, látási zavarok	Mg hiány/Zn túlsúly
Szédülés	Mg hiány/Hg túlsúly
Epilepszia	Mn hiány
Izomsorvadás	V hiány
<i>Vesebetegségek</i>	
Fehérjevizelés	Cd túlsúly
Magas vérnyomáshoz, köszvényhez társuló vesebaj	Pb túlsúly
Fanconi-szindróma (vérszegénység)	Cu túlsúly
<i>Gyógyszerek kiváltotta eltolódások</i>	
Némely vizelethajtó, vérnyomáscsökkentők	Ca, K, Mg, Zn hiány
Hashajtók	K hiány
Fogamzásgátlók	Cu túlsúly
Savlekötő gyógyszerek	Al, Ca, P túlsúly

Eredeti forrás: Naturheilpraxis 93/3.

A 72., 73., 74. táblázatban közölt tüneteket és betegségeket a 75. és 76. táblázatban elemek szerint csoportosítottuk. Amint látható, a környezetszennyező toxikus elemek és nehézfémek esetén a túlsúly jelent problémát (As, Cd, Hg, Pb, Ni, Ag, W, Zr), míg az esszen-ciális makro- és mikroelemeknél a hiány és a túlsúly egyaránt tüneteket indukálhat. Sőt, esetleg azonos betegséghez és tünetegyütteshez vezethet, mint a K esetében. Lássuk közelebbről a K példáját, mely az emberi test egyik legfontosabb kationja, koncentrációja 0.2 % körüli a lágy részekben.

A táplálékkal felvett K a bélrendszerben szívódik fel, a felesleget 85 %-ban a vese, 15 %-ban a gyomor/bél traktus üríti ki. A test-K nagyobb része az izmokban és a májban raktározódik, ahol 90-98 %-a a sejten belül, 2-10 %-a pedig a sejtközi térben található. A vérérum K-készlete jelentéktelen. A szakirodalom általában kívánatosnak minősíti a táplálék magas K-tartalmát, mert a túlzott konyhasó használat miatt gyakori a magas vérnyomás és a szívinfarktus előfordulása hazánkban, a Na/K egyensúly mintegy kétszeres Na-túlsúlyt mutat. Az egészséges vese a K-felesleget kiválasztja, K-túlsúly (hiperkalémia) nem jelentkezik.

Hiperkalémia bekövetkezhet azonban veseelégtelenség, traumák, égések, a vörös vértetek nagymérvű szétesésekor. Hasonló K-túlsúly előállhat a K-tartalmú oldatok infúziójakor, valamint a K-visszatartást kiváltó gyógyszerek hatására. A K-ban gazdag étrend ilyenkor természetesen nem kívánatos. Hiperkalémia tüneteire az ideg- és izomtevékenység gátlása, általános izomgyengeség, szívritmus zavar és érzékszervi zavar jellemző. Mindez a K élettani funkciójából ered: a Na-mal és részben a Ca-mal együtt szabályozza az ingerületi folyamatokat, ideg- és izomműködést, sav-bázis egyensúlyt, ozmotikus nyomást (Bíró és Lindner 1988, Kecskeméti 1992, Körmendi 1986, Varga et al. 1977).

Hipokalémia vagy K-hiány kiváltója lehet az elégtelen bevitel, illetve a kóros ürítés, renális és extrarenális veszteség. Leggyakoribb oka az akut és krónikus vesebetegség, fokozott emésztőnedv veszteség, hányás, hasmenés, vízajtók K-sók nélküli adagolása, túlzott konyhasó fogyasztás. A K hiánya számos negatív következménnyel járhat. Gátolja a gyermekek növekedését, a váz- és szívizomzat gyengülését eredményezve. A súlyos K-kimerüléssel gyengül az ideg- és izomtevékenység (akár a bénulásig fokozódva), bélrenyheség lép fel, romlik a légzés, szívműködés. Súlyos extrém esetben a szívmegállás halálhoz vezethet mind a hiper-, mind a hipokalémiában szenvedőnél. A vér(szérum) vagy a vese K-szintje jól jelzi a K-ellátás helyzetét, a diagnózis erre alapozható.

75. táblázat

Ásványi elemek hiányával és túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek.
Naturheilpraxis, 93/3. (In: Természetgyógyászat, 1994. okt. száma összeállítása nyomán)

Elem	(+, -)	Betegségek és tünetek ismertetése
Al	+	Angolkór; vesebetegnél csont- és izomfájdalmak; Alzheimer kór; időskori elbutulás; agykárosodások.
As	+	Alvászavarok, depresszió, idegesség, ingerlékenység, hányinger, émelygés, étvágytalanság, hányás, hasmenés, székrekedés, zsibbadásérzet.
Cd	+	Csontlággyulladás, csonttritkulás, ízlelési és szaglási zavarok, fehérjevizelés, hányinger, étvágytalanság, magas vérnyomás, alacsony vérnyomás.
Pb	+	Fejfájás, migrén, ingerlékenység, depresszió, túlzott aktivitás, tanulási nehézség, hányinger, étvágytalanság, vesepanaszok, emlékezet- és alvászavar.
Hg	+	Emlékezetzavar, észlelési rendellenesség, remegés, az írás megváltozása, szédülés, alvászavarok, fejfájás, migrén, idegesség, ingerlékenység, depresszió, fog-szuvasodás, stomatitisz (száj nyálkahártya gyulladása), hajhullás, bőrgyulladás, hasmenés.
Cu	+	Hányinger, étvágytalanság, Parkinson kór, Fanconi-szindróma (kóros vérszegénység), csonttritkulás, csontlággyulladás, gerincdeformáció.
Cu	-	Fáradékonyság, gyengeség, fejfájás, migrén, ödéma, vérszegénység, növekedési zavarok, ízületi deformitás, reuma, agykárosodások.
Zn	-	Fertőzésekre és daganatképződésre való hajlam, növekedési és nemi fejlődési zavarok, fogyás, csökkent fogamzóképeség, bőrgyulladás, kopaszodás, sebpszindrómák, ízlelési és szagérzékelési panaszok, A vitaminra nem reagáló szűrületi vakság.
Zn	+	Látási zavarok, részleges bénulások, hányás, hasmenés, hasi fájdalmak, fejfájás, migrén.
Se	-	Daganatképződési hajlam, májbetegségek, hasnyálmirigy elégtelenség, szív és érrendszeri zavarok, csökkent fogamzóképeség.

+ túlsúly, - hiány

76. táblázat

Ásványi elemek hiányával és túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek.
Naturheilpraxis, 93/3 (In: Természetgyógyászat, 1994. okt.)

Elem	(+, -)	Betegségek és tünetek
Mg	-	Fáradékonyság, kimerültség, fejfájás, migrén, ingerlékenység, depresszió, izomgörcs, izomgyulladás, máj-

		betegségek, magas vérnyomás, degeneratív szívbetegségek, szívgörcs, ritmuszavarok, zsibbadásérzet, részleges bénulások, látási zavarok, szédülés.
Ca	-	Zsibbadásérzet, fogszuvasodás, izomgörcs, csonttritkulás, törtékeny köröm és haj.
Na	-	Puffadás
Na	+	Magas vérnyomás, érrendszeri betegségek
K	-	Székrekedés, szívgörcs és ritmuszavarok, száraz bőr, pattanások, fáradékonyság, izomgyengeség, ingerlékenység, depresszió, izomgörcs, izomgyulladás.
K	+	Szívgörcs és ritmuszavarok, izomgörcs, izomgyulladás, fáradékonyság.
Fe	-	Vérszegénység
Mn	-	Fogyás, tüdőasztma, reuma, ízületi deformitás, epilepszia
Mo	-	Elhízás
Mo	+	Köszvény
Li	-	Mániás depresszió
B	+	Izületi duzzanatok
Be	+	Légmell, makacs köhögés
Co	-	Vérszegénység
Cr	+	Tüdőrák
Cr	-	Csökkent cukortűrés, cukorbetegség
Ba	-	Fogyás
V	-	Izomsorvadás, csökkent fogamzóképeség, cukorbetegség
V	+	Struma, mániás depresszió
Ni	+	Rákosodás (gége, gyomor, vese), hányás, hasmenés, nehézlégzés
Si	-	Porcsérülések
Si	+	Szilikózis, nehézlégzés, ingerköhögés
W	+	Tüdőfibrozis
Zr	+	Granulóma (hónalj alatti csomóképződés)
Ag	+	Fokozott bőrfesték termelés

+ túlsúly, - hiány

A fentiekből fontos következtetés adódik. A K-forgalomnak csak egyik tényezője a K-bevitel, a terhelés. A szervezet viszonylag tág határok között képes a hiányt és a túlsúlyt ellensúlyozni, szabályozni. Az egészséges szervezet alkalmazkodik a környezethez és a felesleget kiüríti. Sajnos hasonló részletességgel még nem írható le a legtöbb környezetterhelő nehézfém forgalma az emberi szervezetben. Nem ismerjük az egyes elemek felszívódását, megkötődését, kiürülését, kölcsönhatásait más elemekkel, toxikológiai jellemzőit. A kis mennyiségben

előforduló fémek, nyomelemek gyakran az enzimek és vitaminok alkotórészei (ezért is elégséges a kis mennyiség) és így fejtik ki élettani, toxikológiai hatásukat. Esetenként a mérgezés oka, hogy a környezetszennyező elem képes helyettesíteni az esszenciális elemet. A vitaminok és ásványi elemek hiányával kapcsolatos tünetekről és betegségekről Blauer (1992) nyomán adunk áttekintést a 77. táblázatban.

77. táblázat

Vitaminok és ásványi elemek hiányával/túlsúlyával összefüggő betegségek és tünetek (Blauer, S. 1992)

Vitamin/elem	Betegségek és hiánytünetek ismertetése
A-vitamin	Szürkületi vakság, száraz bőr, fáradtság, szaglász és az étvágy elvesztése, bakteriális fertőzések, gyengülő csont-, fog- és hámszövet képződés
B-vitaminok	Száraz (durva, repedezett) pattanásos bőr, fénytelen száraz őszülő haj, gyomorpanaszok, étvágytalanság, idegi panaszok
B1 vitamin	Emésztőrendszeri zavarok, fáradtság, étvágytalanság, idegrendszeri és szív rendellenességek
B2 vitamin	Szembetegségek, sebek, szájsérülések, dermatitisz, emésztési zavarok, növekedésbeni visszamaradottság, légzési és vérképzési zavarok
B6 vitamin	Vérszegénység, száj kóros elváltozásai, idegesség, izomgyengeség, dermatitisz (bőrgyulladás), ödéma, allergiák, Na/P egyensúly zavara
C vitamin	Ínyvérzés, duzzadt fájdalmas ízületek, sebek, sérülések, törések lassú gyógyulása, orrvérzés, emésztési zavarok

77. táblázat folytatása:

E vitamin	Vörös vértetek szétesése, véralvadás, izomsorvadás, rendellenes zsírlakódás az izmokban
K vitamin	Vérzékenység, a magzat elvetélésének veszélye
Folsav	Visszamaradt fejlődés, növekedés, vérzékenység, B12 vitaminhiány
Nikotinsav	Bőrgyulladás, idegrendszeri zavarok, emésztési rendellenességek

12. A talaj-növény-állat tápláléklánc kísérletes vizsgálata

Ahhoz, hogy ilyen együttműködésre épülő nagyobb léptékű kutatási programot megvalósítsunk és folyamatosan életben tartsunk, szükséges a kutatási célok világos kijelölése. Hasonló együttműködés gyakorta sem hatalmi szóval, sem egyedül anyagi ösztönzőkkel nem érhető el hosszabb távon. A leghatékonyabb integráló erőt a szakmai érdekelttség, a vonzó perspektíva jelentheti. A különböző tudományterületek szakembereinek együttes tevékenysége lehetővé teszi, hogy a jelenségeket egészében ismerjük meg. A részeredmények nagyobb része ugyanis elvész vagy sohasem hasznosul, atomizált kutatásokkal a lényeg nem ismerhető meg. Az élet lényege a kölcsönhatás, mely a határterületek kutatása nélkül nem tárható fel.

A tudomány legfőbb feladata a földi életet fenntartó rendszer megismerése és megőrzésének előmozdítása. Ez olyan regeneratív rendszer, melyet nem az ember hozott létre és még nem is értette meg valójában. A bioszféra elemeinek káros elszennyezése részben vissza nem fordítható változásokhoz vezet, a probléma minden tudományágat érint, közös a felelősségük. A tudományok szűk körével foglalkozó specialisták képtelenek megbirkózni a jelentkező globális vagy regionális problémákkal. Elértünk egy pontot a szakmai elmélyedésben, ahol megszűnik áttekintésünk az összetettebb jelenségekről. A rövidlátó technikai szemléletet fel kell számolnunk, mert nem látja és nem érzi felelősségét cselekedetei hosszú távú következményeinek. E szemlélet jegyében indultak újabb kutatásaink.

A "Környezetünk nehézfém-terhelése" c. KTM - MTA TAKI által támogatott program keretében kísérletes vizsgálatok kezdődtek a toxikus elemek forgalmának nyomon követésére a táplálékláncban. Ezt megelőzően többirányú háttérkutatások folytak az 1970-es évek eleje óta környezetvédelmi témákhoz kapcsolódva. E munkák során részt vettünk a következőkben:

- Szennyvizek és szennyvíziszapok ártalommentes elhelyezését szabályozó hazai irányelvek kidolgozása;
- Talajok megengedhető káros elem tartalmát előíró hazai szabványok kimunkálása;
- Közlekedés, település és ipar által okozott nehézfémterhelés felmérése;

- Hazai műtrágyák, szerves trágyák, komposztok szennyezettségének vizsgálata;
- Hazai talajok és növények hátterszennyezettségének felmérése;
- 1991. óta kísérletes vizsgálatokkal kísérjük nyomon a fontosabb szennyezők mozgását a talaj-növény-állat rendszerben.

12.1. A nehézfém-kutatások specifikumáról

A környezetterheléssel kapcsolatos mikroelemek vizsgálata nem tekint hosszú múltra vissza. A kísérleteket gyakran csíranövényekkel végezték tápoldatos vagy homokkultúrában. Ezek az inkább élettani-toxikológiai tesztek ugyanúgy elvégezhetők Tokió vagy Budapest laboratóriumaiban. Az eredmények reprodukálhatók, általános érvényűek és így az azokból levont következtetések megjelennek a szélesebb nemzet-közi irodalomban magas citációs indexet mutatva. Valóban, a sejt működése, a membránon történő ionfelvétel mechanizmusa, vagy a tápoldaton nevelt csíranövény toxicitása nem hordoz lokális jelleget.

E vizsgálatok szerint pl. a 10 ppm körüli Cd tartalom a közegben (vizes tápoldatban) károsnak mutatkozott bizonyos faj csíranövényeinek fejlődésére. A tápoldatos módszer ill. közeg azonban nem természetes a szárazföldi növény számára, növénytermesztésünk a talajon folyik. Szántóföldi termesztésnél a Cd viszont nem tekinthető mérgezőnek a növények számára, a termés még a több száz ppm tartalmú talajon sem csökken. Kérdés persze, hogy az ilyen szennyezett talajon hogyan alakul a növények Cd-felvétele és ezáltal a tápláléklánc Cd-terhelése? Nos megállapítható, hogy a felvétel a termőhelyi viszonyoktól mint a talajtulajdonságok, gazdálkodás, éghajlat stb. függ, tehát lokális jelleget hordoz. A holland poldereken megállapítottak egyáltalán nem érvényesek pl. a magyar meszes csernozjomra stb.

A természeti erőforrásokhoz (talaj, víz, éghajlat, föld), ill. a bio-szféra elemeihez és ezen keresztül a környezetvédelemhez kapcsolódó kutatások bizonyos specifikummal rendelkeznek, a nemzeti tudományok (Hungaricum) körébe tartoznak. Létezik ugyanis magyar talaj, valamint földtani, hidrológiai, éghajlati, agronómiai-gazdálkodási környezet. Eltérő a hőmérséklet, csapadék mennyisége, napsütéses órák száma, a talajok és növények összetétele, vizeink minősége stb. Részben más növényeket termesztünk és másképpen gazdálkodunk, hiszen talajaink termőhelyenként is más-más tulajdonságokkal rendelkeznek, más az összetételük, szerkezetük, víz- és hő-, ill. tápanyagforgalmuk. A kutatás szemszögéből az alábbiakat kell kiemelni:

1. Az eltérő természeti, talajtani, vízrajzi, éghajlati, gazdálkodási stb. körülmények között nyert összefüggések és kutatási eredmények közvetlenül nem vihetők át más helyre, mert adataik részlegesen érvényüket veszítik, ill. félrevezetők. Példa: A fiatal holland polderen, vagy jégkori üledéken képződött német talajon a 10 ppm körüli Cd szennyezés a búza szemtermésében tükröződik, míg a vályogos meszes csernozjomon termett növényekben a 270 ppm Cd-szennyezés nem volt kimutatható.
2. A természeti erőforrásainkhoz kapcsolódó hazai kutatások helyettesíthetetlenek, mert másutt és mások által nem végezhetők el. Ezzel szemben a "tisza alaptudományok" (élettan, biológia, matematika, fizika stb.) törvényszerűségei bárhol megismerhetők és feltárhatók, igazságai általános érvényűek. Szükségszerűen a nagy és gazdag országok jeleskednek művelésükben.
3. A természeti erőforrásainkkal összefüggő kutatásokra gazdasági döntések, hazai szabványok, környezetvédelmi intézkedések, hasznosítással kapcsolatos szaktanácsadási és gazdálkodási eljárások épülnek. A vizsgálatok eredményei közvetlenül hasznosíthatók, ill. ezen alkalmazott kutatások minősége és mennyisége határozza meg a gazdasági döntések, szaktanácsadás, összességében a gazdálkodás hatékonyságát és ezzel az ország anyagi jólétét.
4. Mivel konkrét nemzeti problémákból táplálkoznak, nyelvük nemzeti, folyóirataik döntően magyarul jelennek meg, olvasótáboruk és eredményeik hasznosítói is itthon találhatóak. A lokális jellegből adódóan a munkák citációs indexe és impakt faktora alacsonyabb.

12.2. A nehézfém-kutatások feladatai Magyarországon

A bevezetett nehézfémterhelési irányszámok és szabványok tájékoztató jellegűek, nem kellően megalapozottak. A hazai kutatás még nem tudott választ adni a legfontosabb kérdésekre, ilyen átfogó kutatások nem folytak hazánkban. Sajnos az érdemi komplex kísérletes vizsgálatok jórészt nemzetközi szinten is hiányoznak, így nem szolgálhatnak útmutatással a jelenségek általános megértésében. Az Európai Közösség (EK) által javasolt irányszámokat és terhelési határértékeket folyamatosan revideálják az újabb kutatások tükrében. Legfőbb hiányosságuk, hogy a toxikológiai jellemzők egzakt szabadföldi tartamkísérletekben nem vagy nem kellően alátámasztottak.

Amilyen mértékben gyarapodnak majd ismereteink és tapasztalataink idővel, olyan mértékben lesznek pontosíthatók azok a gazdálkodási és

szaktanácsadási előírások, szabványok és irányelvek stb., melyek a nemzetgazdaság egészének jövőjét megalapozzák. Általánosan elfogadott pl. a nemzetközi agronómiai irodalomban, hogy a műtrágyázási szaktanácsadás hatékonyságát (prognosztikai erejét, találati pontosságát) az adott ország vagy régió háttérkutatásának mélysége és részletessége szabja meg. A szaktanács nem vihető át, a határértékeket minden országban kalibrálni kell szabadföldi kísérletekben a helyi (talaj, éghajlat, gazdálkodás, növényfaj stb.) viszonyok függvényében az egyes elemekre és talajvizsgálati módszerekre. Ipari technológiák többé-kevésbé felépíthetők és működtethetők egy fejlődő országban, a kutatások és a szaktanácsadás alapelvei, ill. kémiai módszerei is átvehetők, a határértékek kalibrálása és az összefüggések megállapítása azonban nemzeti kutatásokat igényel. Ez a legfőbb oka (a saját háttérkutatás hiánya), hogy bukásra ítéltetnek a fejlett országokban bevált eljárások a fejlődő világban.

A hazai környezetvédelmi vizsgálatoknak konkrét (számszerű) adatokat kell szolgáltatni mielőbb az alábbi, elméleti és gyakorlati szempontból egyaránt fontos kérdések megválaszolására:

1. Fontosabb szennyező elemek forgalma Magyarországon, talajt érő terhelések és az elemek mérlegei (bevétel és a kiadás forrásai, mennyiségi viszonyai).
2. A talajba jutó szennyezők közül melyek akkumulálódnak a szántott felső rétegben, melyek mosódnak ki és veszélyeztethetik ivóvízeinket?
3. Mikor következik be a növény károsodása (fitotoxicitás), a termés és a minőség romlása? Melyek a főbb hazai talajok és növények terhelhetőségi maximumai?
4. Milyen mértékben kerülnek be az egyes elemek a táplálékláncba?
5. Mely termőhelyek, talajok, vízbázisok, növények, állatok a leginkább veszélyeztetettek? Mit tegyünk a leginkább védelemre szoruló objektumok (ill. az ember) megőrzése érdekében?
6. A már elszennyeződött területeken milyen technikát, eljárást, vetésforgót, gazdálkodást kell alkalmazni, hogy a káros elemek ne jussanak ki a talaj-növény rendszerből?
7. Mennyiben tárhatók fel az eddigi szennyeződések hatásai, ill. mennyire mérhető vagy becsülhető a korábbi szennyezés mértéke utólag? Illegális és legális hulladéklerakók, szennyvíziszap elhelyezési területek stb. minősítése egzakt kémiai módszerekkel hogyan történjen?

8. Hol, hogyan és mikor kell talajcserét végrehajtani? A nem mezőgazdasági hasznosítású szennyezett területeken milyen mérvű talajtisztítást kell végezni ahhoz, hogy a biztonságos élelmiszertermelés feltételeit megteremtsük?

Összességében tehát olyan terhelési, toxicitási határkoncentrációk megállapítására van szükség (külön a levegőre, talajra, vízre, növény-re, állatra és emberre), melyek biztonsággal orientálják a gazdálkodást, szaktanácsadást, valamint szolgálják a környezet védelmét, az ezzel kapcsolatos hatósági tevékenységet. Tápláléklánc vizsgálatában a természetes körülmények között végzett szabadföldi kísérletek alapvetőek. A kísérletek tervezése, beállítása és végrehajtása nagy körütekintést igényel, hiszen folytatásuk csak tartamjelleggel képzelhető el, 1-2 éves munka nem elegendő.

A kutatások hosszú távú vizsgálatokat feltételeznek. A felhasznált nehézfémek rendkívül költségesek és nem távolíthatók el a talajból. A beállított kísérletek nem szüntethetők meg egyszerűen és egy csapásra, mint a hagyományos tápelemekkel végzett műtrágyázási kísérletek. Olyan területeket kell választani, ahol a talajvíz mélyen van, a környéken nincs település, az állatok kerítéssel kizárhatók, valamint a szennyezett talaj elhordás (szél- és vízerózió) ellen védett. A kísérlet-ben végzett agrotechnikai beavatkozások, mintavételek stb. szigorú biztonsági követelmények betartását ill. betartatását igénylik, melyek csak professzionális kutatóhelyeken biztosíthatók.

Hazai viszonyaink között talajaink közel fele meszes, fele savanyú kémhatású a szántott rétegben. A kémhatás mellett a talajok kötöttsége ill. agyagtartalma is meghatározó a nehézfémek és tápelemek viselkedése szempontjából. A kötöttséggel ill. az agyagtartalommal, valamint az aciditás viszonyokkal a talajtulajdonságok egész komplexuma változik. Más lesz ebből adódóan az elemek felvehetősége, megkötődése, kimosódása stb. A hazai kísérletes vizsgálatokat tehát legalább 4 termőhelyre kellene elvégezni, melyek magukban foglalják a meszes és savanyú, valamint a homokos és kötöttebb vályog talajokat. E célból újabb kísérletek beállítására kerül sor a meszes vályog csernozjomon kezdődött munkák kiszélesítése érdekében. Ezúton az első kísérlet eredményeit ismertetjük.

12.3. A termőhely és a szabadföldi kísérlet ismertetése

Az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete Nagyhörccsöki Kísérleti telepe Fejér megye déli részén, Sárbogárdtól mintegy 20 km-re

ÉNY-ra fekszik. A Telep az Alföld nagy tájának Dunántúlra eső Mezőföld részén helyezkedik el, a Ny-Mezőföld "Bozót-Sárvíz közti lösz-hát" geomorfológiai tájrészében. Tengerszint feletti magassága 140-150 m, talajképző köze a 15-20 m vastagságú lösz.

A Mezőföld hidrológiai, éghajlati és növényföldrajzi viszonyai a Nagyalföldéhez hasonlóak. Időjárása kevésbé felhős, napsütésben gazdag, csapadékban viszonylag szegény, nyári aszályra erősen hajlik, hőingadozása kifejezett. Növényföldrajzi vonatkozásban is az Alföldhöz tartozik, a Pannonicum terület Eupannonicum flóraidék Duna-Tisza közti flórajáráshoz (Ádám et al. 1959). Részletes talajföldrajzi feltárásai alapján Szűcs (1965) a kísérleti területet a dunavölgyi mészlepedékes csernozjomok közepes és mélyebb humuszcsernozjom típusú változatába sorolja, 50-100 cm humuszcsernozjommal.

A löszön létrejött vályog csernozjom mechanikai összetétele meglehetősen állandó az egész talajszelvényben. Az agyagfrakció (0.002 mm alatti) mennyisége mintegy 20 %, a leiszapolható (0.02 mm alatti) részé pedig 40 % körüli. Meghatározó a löszre jellemző 0.02-0.05 mm frakció mennyisége 35-50 %-kal. Az összes agyagásvány 47 %-a illit, 29 %-a klorit, 16 %-a szmektit, a maradék 8 %-ot illit-szmektit, ill. illit-klorit alkotja Stefanovits és Rózsavölgyi (Cit. in: Fülek 1987) vizsgálati szerinti.

A kicserélhető kationok közül a Ca 80, a Mg 16, a K 3, a Na 1 %-ban található, a talaj bázikus kationokkal telített. Az S értéke 40 meq/100 g körüli, tehát a kicserélhető kationok mennyisége jelentős. A vizes kivonat elemzése szerint a vízben oldható sók mennyisége kicsi: 1 mg/100 g, növénytermesztési szempontból elhanyagolható. Az oldható sókban a Ca és a HCO_3 mellett a Mg és a SO_4 említésre méltó.

A szántott réteg nagyfokú felszíni tömörödéssel ill. cserepedéssel hajlamos. A tömörödés mértékére jellemző, hogy nagyobb eső alkalmával a csapadék egy része barázdás eróziót okozva elfolyhat, bár a felszín lejtése alig észrevehető. A művelt réteg szerkezete az érintetlen, szántás alatti humuszos szinthez viszonyítva leromlott. A morzsák vízállósága alapján ez a műveléssel létrejött leromlás 40-70 % nagyságrendű (Szűcs 1965).

A kísérletet 1991. tavaszán állítottuk be 21 m² területű parcellákkal, melyeket körbe 1 m utak határolnak a jó megközelíthetőség érdekében és a talajáthordás megakadályozására. Növényi sorrend az első 4 évben kukorica-sárgarépa-burgonya-borsó volt. Az osztott parcellás elrendezésben a 13 vizsgált mikroelem jelentette a főparcellát, a 4 terhelési szint az alparcellát 13x4=52 kezelésben, 2 ismétléssel, összesen 104 parcellával. A parcellák teljes területe 2184 m², az utak és szegélyek

területe 2008 m², a kísérleti bekerített terület tehát 4192 m². A kísérleti kezeléseket, az alkalmazott sók formáit és adagjait a 78. és 79. táblázat ismerteti.

78. táblázat

A kísérletben alkalmazott egyszeri terhelési kezelések 1991-ben
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök

Elem jele	Adagolás 1991. tavasz, kg/ha				Alkalmazott sók formája
	0/30*	90	270	810	
Al	-	90	270	810	AlCl ₃
As*	30	90	270	810	As ₂ O ₃ /NaAsO ₂ (4:4.3)
Ba	-	90	270	810	BaCl ₂ ·2H ₂ O
Cd*	30	90	270	810	CdSO ₄ ·8/3H ₂ O
Cr	-	90	270	810	K ₂ CrO ₄
Cu	-	90	270	810	CuSO ₄ ·5H ₂ O
Hg*	30	90	270	810	HgCl ₂
Mo	-	90	270	810	(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ ·4H ₂ O
Ni	-	90	270	810	NiSO ₄ ·7H ₂ O
Pb	-	90	270	810	Pb(NO ₃) ₂
Se*	30	90	270	810	Na ₂ SeO ₃
Sr	-	90	270	810	SrSO ₄
Zn	-	90	270	810	ZnSO ₄ ·7H ₂ O

79. táblázat

Sók egyszeri adagja kg/21 m² parcellákra 1991-ben
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök

Elem jele	Elem %-a a sóban	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				Atom- súly
		0/30*	90	270	810	
Al	20.24	0	0.934	2.802	8.406	27
As*	66.40	0.095	0.285	0.854	2.562	75
Ba	56.23	0	0.336	1.008	3.025	137
Cd*	43.83	0.138	0.414	1.243	3.730	112
Cr	26.77	0	0.706	2.118	6.353	52
Cu	25.45	0	0.743	2.228	6.684	64
Hg*	73.88	0.085	0.256	0.767	2.302	201
Mo	54.34	0	0.348	1.043	3.130	96

Ni	20.90	0	0.904	2.713	8.138	59
Pb	62.56	0	0.302	0.906	2.719	207
Se*	45.66	0.138	0.414	1.242	3.726	79
Sr	47.70	0	0.396	1.189	3.566	88
Zu	22.73	0	0.831	2.494	7.482	65

Alaptrágyázás évente: N=100, P₂O₅=100, K₂O =100 kg/ha ammónium-nitrát, szuperfoszfát és 60 %-os kálisó formájában. A P és K műtrágyákat, valamint a N műtrágya felét ősszel szántás előtt, a N másik felét tavasszal vetés előtt vagy fejtrágyaként juttatjuk a talajba. Talajművelés az üzemekben szokásos módon történik, talajfertőtlenítést és vegyszeres gyomirtást általában nem alkalmazunk. Az állomány bonitálására és fenológiai megfigyelésekre folyamatosan sor kerül a kísérletben. A fontosabb bonitálási időpontok parcellánként: keléskor, 4-6 leveles korban, gyökérképződés előtt (sárgarépa), virágzás előtt és után, valamint a betakarítás előtt. Külön felvételezést végzünk a gyomosságra és az esetleges betegség vagy rovarkártevő előfordulásának megítélésére. A gyomfelvételezést dr. Radics László, KÉE Mezőgazdaságtani Tanszék, a kórtani felvételezést dr. Szécsi Árpád, MTA Növényvédelmi Kutatóintézete, végzi.

Parcellánként évente átlagmintát veszünk a szántott rétegből 20-20 pontminta egyesítésével. Mélyfúrásokat 3-5 évente végzünk. Növényminták vételére többször is sor kerülhet a tenyészdő alatt. Parcellánként 20-40 növényből álló átlagmintát képezünk és külön analizáljuk a gyökeret, hajtást, levelet (burgonya), az aratáskori szem- és szártermést (kukorica). Az elemzések általában 25 elemre terjed-nek ki, ICP technikát alkalmazva.

Növényi anyagban az összes elemtartalmat határozzuk meg cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ feltárást követően, míg a talajban az ammon-acetát + EDTA oldható frakciót Lakanen-Erviö (1971) szerint. Évente mintegy 500-600 átlagminta analízisével, a gyomminta elemzéseket is beleért-ve, 15-20 ezer vizsgálati adatot nyerünk. A bonitálási, megfigyelési és termésmérési eredményekkel együtt ebben az egyetlen kísérletben 20 ezres mennyiséget meghaladó mért primér eredmény születik évente, mely jelentős számítógépes kapacitást, majd tudományos elemzést igényel.

A termett növényi anyagot átadjuk az ÁTE Takarmányozástani Tanszékének, ahol etetési kísérleteket végeznek kisállatokkal (brojler csirke, nyúl, patkány). A kísérleti állatok szerveit visszkapjuk ICP elemzésre. Évente 200-400 mintát vizsgálunk meg 20-25 elemre, mely újabb 5-10 ezer primér mért adatot eredményez. Az állatetetési kísérletek eredményeit

közösen értékeljük. Az összehangolt kutatások lehetővé teszik, hogy a talaj, növény és állat mintákat ugyanaz a laboratórium vizsgálja, így az eredmények összevethetők és a talaj-növény-állat tápláléklánc elemforgalma nyomon követhető. Az etetési kísérleteket dr. Fekete Sándor és dr. Bokori József irányítja.

A fentiekén túlmenően más irányú kutatásokat is kezdeményeztünk. A szennyező elemek talajéletre gyakorolt hatását az MTA TAKI Talajbiológiai és Talajbiokémiai Osztályának munkatársai elemzik sokoldalúan. A termés minőségét jellemző szerves összetevők (cukrok, fehérjék, vitaminok stb.) speciális vizsgálataira a Központi Élelmiszer-ipari Kutatóintézet (KÉKI) laboratóriumaiban, valamint az Állatorvostudományi Egyetem különböző tanszékein kerül sor. Az eredmények közös értékelése és publikálása elkezdődött. A kísérlet egyre több tudományág szakembereinek figyelmét kelti fel és szerencsésen való-sítja meg a tudományközi együttműködést.

E mezőföldi kísérletben az alábbi részproblémák vizsgálatát tűztük ki célul:

1. Egyes elemek viselkedése a talajban: megkötődés, kilúgzás, elillanás, tehát a talajbani átalakulásuk.
2. Terhelés hatása a talajéletre: a talaj biológiai aktivitásának változása, talajlakó mikro- és makroszervezetek populációjának alakulása.
3. Terhelés hatása a növényre: termés, minőség, betegségekkel és kártevőkkel szembeni viselkedés, gyomosodás megfigyelése. A hatásvizsgálat kiterjed az egyéb környezeti stresszel szembeni viselkedésre mint a szárazság- és fagytűrés, megdőléssel szembeni ellenállás stb.
4. Elemek növényi felvételének és növényen belüli transzportjának vizsgálata: akkumulációjuk a gyökérben, hajtásban, szárban, szemben.
5. A növénybe került szennyezők hatása az állatokra. A kísérletben termelt növényi anyagot az Állatorvostudományi Egyetem Takarmányozástani Tanszéke hasznosítja etetési kísérletekben. A hatásvizsgálat kiterjed az emésztési, szaporodási és anyagforgalmi mutatók-ra, szövettani mikroszkópos vizsgálatokra.
6. Az etetési kísérletek végén az állati szervek visszakerülnek az MTA TAKI Agrokémiai Osztályára és ugyanazon ICP laboratórium vizsgálja 25 elemre a talajt, növényi és állati anyagokat. Így az elemek vándorlása

nyomon követhető a talaj/növény/állat láncban, azonosíthatók azok a szervek, ahol az egyes elemek felhalmozódnak.

13. A kukorica kísérlet eredményei 1991-ben

A kísérletben végzett agrotechnikai műveletekről és megfigyelésekről a 80. táblázat nyújt áttekintést. A nehézfém-sók beszerzése nehézségekbe ütközött, kiszórásuk elhúzódott. (Az egyszerűség kedvéért "nehézfémek" megjelölést alkalmazunk, bár az Al könnyű fém az As és Se pedig nemfémes elem.) Az Al, Mo, Cd sók talajba keverésére csak a vetés előtti hetekben kerülhetett sor. A vetés május 22-én történt géppel, az üzemekben szokásos módon 70 cm sortávolságra.

A tőszámot 100 ezer db/ha körülire állítottuk be. A nagyobb állománysűrűség a késői vetést, valamint a fémsók esetleges ritkulást előidéző befolyását kompenzálhatta. A parcellaméret $3.5 \times 6 = 21 \text{ m}^2$, viszonylag kicsi, ezért a parcellahatárra vetett közös sorokkal 6 sort jelentett a bruttó, ill. 4 sort a nettó vagy értékelte terület. Mintavételek és a betakarítás idején a szélső kukoricasorokat elhagytuk, hogy a szántással okozott talajáthordás hatását kiküszöböljük. Az értékelte terület tehát $2.8 \times 6 = 16.8 \text{ m}^2$ volt.

13.1. A 4-6 leveles állomány vizsgálata

Fontos fejlődési stádium a 4-6 leveles állapot, amikor a növény tartalékokat képezve luxusmértékben felhalmozza tápelemeit a későbbi intenzív megnyúlás számára. Ez a fenofázis élettanilag megfelel a kalászosok bokrosodás végi stádiumának és alkalmas a talaj ill. a növény ellátottságának (szennyezettségének) megítélésére. A növényanalitikusok indikátor szervnek tekintik úgy szintén a címerhányáskori csővel szembeni vagy cső alatti levél összetételét is.

A 4-6 leveles mintavételre július 8-án került sor nettó parcellánként 20-20 gyökeres növény felhasználásával. A gyökereket a földszennyeződéstől megtisztítottuk és rövid ideig tartó erős vízsugárral lemostuk. A szárítást követően külön daráltuk analízisre a hajtást és a gyökeret. Az összesen $104 + 104 = 208$ átlagmintában 20-25 elemet határoztunk meg mintánként a cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 feltárást követően, így a fiatal kukorica elemforgalmát mintegy 5 ezer mért adattal jellemezhettük.

80. táblázat

A kísérletben végzett agrotechnikai műveletek, megfigyelések

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. (kukorica)

Munka megnevezése	Időpontja	Megjegyzés
Kísérlet kitűzése	04.22.	Karók, fix karók elhelyezése
Műtrágyák kiszórása	04.22.	N, P, K, As, Ba, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Sr, Zn (kézzel)
Egyirányú szántás	04.22.	MTZ-80. + Lajta eke
Gyűrűs hengerezés	04.22.	MTZ-50. + gyűrűs henger
Műtrágya kiszórása	05.09.	Mo, Al (kézzel)
Műtrágya kiszórása	05.16.	Cd (kézzel)
Kombinátorozás	05.16.	MTZ-50. + kombinátor
Vetés	05.22.	MTZ-80. + SPL vetőgép
Kísérlet kitűzése	06.10.	Karók elhelyezése (kézzel)
Tőszámlálás	06.26.	2-4 leveles korban
Talajmintavétel	07.04.	0-20 cm (kézzel)
Növénymintavétel	07.08.	4-6 leveles hajtás + gyökér
Kísérlet bekerítése	07.09.	Drótháló rögzítése (kézzel)
Gyom mintavétel	07.09.	Parcellánként (kézzel)
Tőszámlálás	11.25.	Aratás előtt
Betakarítás	11.25.	Kombájn + kézi mintavétel

Vetőmag fajtája: Pi SC 3732

Vetés mélysége: 5-7 cm

Csíráképeség 92 %

Csíraszám: 10-12 db/fm

Cold teszt: 95 %

Tisztaság: 99.9 %

Csávázószer: Buvisild K

Egyéb fenológiai megfigyelések:

Állomány sorol 06.03.

4-6 leveles kor: 07.08.

Virágzás kezdete: 08.02.

Teljes virágzás: 08.08.

Állomány károsodott: Al, As, Cr, Mo, Se kezelésben

Bonítálás gyomosságra: 07.08-án (Telepi felvételezés)

levéltetűre (libatop): 07.03-án (Samu Ferenc, NKI)

állományra: 08.08-án (Telepi felvételezés)

Magasságmérés: 08.09-én (Telepi mérés)

A föld feletti hajtás súlyeredményeit a 81. táblázat mutatja. Ebben a korban fitotoxikusnak mutatkozott a vizsgált elemek (sóformák) közül az Al, Cr, Cu, Mo, Ni, Se. Erősen depresszív volt az Al, Cr, Mo és Se, ahol a hajtás tömege 50 % körüli értékre, ill. az alá süllyedt. Amint a 82. táblázatban látható, a gyökérsúlyok kevésbé látványosan csökken-tek. Tendenciájában azonban itt is érvényesült az Al, Cu, Ni, Se, vala-mint statisztikailag is igazolhatóan a Cr és Mo negatív hatása.

Az erős mérgezésben szenvedő növényekben emelkedett a száraz-anyag %-a, azaz csökkent az élettani aktivitásra utaló víztartalom. A növényi szervek (elsősorban a gyökerek) elszáradtak és előregedtek. A 83. táblázat adatai nyomán összefoglalóan megállapítható, hogy míg a föld feletti rész elsősorban a növekedés gátlásával ill. súlycsökkenéssel reagál a mérgezésre, addig a gyökérzet az elszáradással. A depresszív hatás eredményeképpen a hajtás/gyökér súlyaránya felére, harmadára szűkül a kezeletlenhez viszonyítva.

81. táblázat

Kezelések hatása a 4-6 leveles korú kukorica légszáraz tömegére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Hajtás, g/20 növény						
Al	145	135	105	55		110
As*	140	150	150	135		144
Ba	165	175	205	155		175
Cd*	200	185	190	170		186
Cr	155	75	20	15		66
Cu	205	195	145	125	60	168
Hg*	170	170	190	135		166
Mo	140	130	95	25		98
Ni	200	190	145	110		161
Pb	185	200	165	175		181
Se*	145	140	90	75		113
Sr	165	170	195	210		185
Zn	255	210	235	185		221
SzD _{5%}		78				54
Átlag	175	163	148	121	16	152

* Lásd: 78. táblázat

82. táblázat

Kezelések hatása a 4-6 leveles korú kukorica légszáraz tömegére

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Gyökér, g/20 növény						
Al	38	35	28	21		30
As*	34	39	36	33		36
Ba	32	39	42	30		36
Cd*	52	41	40	38		43
Cr	34	29	13	12		22
Cu	50	47	40	37	20	44
Hg*	44	39	42	37		41
Mo	38	34	20	15		27
Ni	54	38	41	24		39
Pb	36	51	42	41		43
Se*	36	34	26	27		31
Sr	41	42	40	47		43
Zn	59	49	61	47		54
SzD _{5%}		25				18
Átlag	42	40	36	32	7	38

Lássuk a 84. táblázatban közöltek alapján, hogyan alakul a hajtás és a gyökér összetétele? A gyökér általában több elemet akkumulál mint a hajtás, mert nem képes a talaj hatalmas kínálatának ellenállni. Az egyes elemek viselkedése azonban eltérő és a növényen belüli transzport sok elemnél akadályozott. Így pl. a gyökérben átlagosan 30-szoros a Cd és Cr, 15-szörös az Al, mintegy 10-szeres az As, Hg és Ni, valamint 4-szeres az Pb koncentrációja. Ugyanakkor a Cu, Ba, Mo, Se, Sr és Zn tartalom lányegesen nem tér el a föld feletti és a föld alatti szervekben.

A fentiekből fontos következtetések adódnak. Éppen a legveszélyesebbnek tartott elemek zöme (Cd, Cr, Al, As, Hg, Ni) a gyökérben marad és csak kis mértékben mozog a táplálékláncban. Feltéve, ha

83. táblázat

A 4-6 leveles kukorica szárazanyag %-ának, valamint a hajtás/gyökér súlyarányának változása az erősen depresszív kezelésekben
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Hajtásban, %						
Al	11	12	11	10	2	11
Cr	10	12	14	14		13
Mo	11	11	10	10		11
Se*	11	11	11	12		11
Átlag	11	12	12	12		12
Gyökérben, %						
Al	25	29	30	29	14	28
Cr	20	36	49	43		37
Mo	28	24	21	42		29
Se*	23	26	30	37		29
Átlag	24	29	32	38		31
Egész növényben, %						
Al	12	13	13	12	2	13
Cr	11	14	19	18		16
Mo	13	13	11	14		13
Se*	12	13	13	15		12
Átlag	12	13	14	15		13
Hajtás/gyökér aránya légszáraz anyagban						
Al	3.8	3.9	3.8	2.6	1.5	3.5
Cr	4.6	2.6	1.5	1.2		2.5
Mo	3.7	3.8	4.8	1.7		3.5
Se*	4.0	4.1	3.5	2.8		3.6
Átlag	4.0	3.6	3.4	2.1		3.3

84. táblázat

Kezelés hatása a 4-6 leveles kukorica összetételére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Hajtásban, ppm						
Al	91.2	114.4	94.9	197.6	42	124
As*	1.3	0.8	1.1	1.3	1	1
Ba	4.3	7.6	22.0	96.0	12	32
Cd*	0.6	1.3	3.5	12.5	1	4
Cr	0.2	0.5	2.8	2.8	1	2
Cu	17.8	20.2	20.8	21.8	4	20
Hg*	2.3	2.0	2.1	3.7	1	2
Mo	0.4	107.4	284.2	780.9	16	294
Ni	0.8	1.3	2.1	2.4	1	2
Pb	1.0	1.0	2.8	5.4	1	3
Se*	5.4	9.0	23.8	59.8	5	24
Sr	18.8	27.2	29.4	41.6	11	29
Zn	19.2	51.2	75.7	126.2	23	68
Gyökérben, ppm						
Al	2400	1863	1270	1750	1400	1821
As*	2	7	8	23	9	10
Ba	27	21	38	114	16	50
Cd*	9	34	168	294	46	126
Cr	4	24	77	158	17	66
Cu	9	13	25	43	9	23
Hg*	3	10	12	63	5	22
Mo	4	140	455	990	112	397
Ni	8	12	26	38	7	21
Pb	4	6	8	24	9	11
Se*	11	19	18	51	5	25
Sr	30	34	39	77	14	45
Zn	24	36	70	131	13	65

A kontroll talajon mért As, Hg és Se általában méréshatár alatt maradt mind a hajtásban, mind a gyökérben. A Cd 0.0-0.5 ppm között változott a növényi részekben.

nem gyökértermésről van szó, melyet az ember közvetlenül fogyaszthat. A felvételi mechanizmus azonban fajonként eltér, a kukoricánál megállapítottuk, amint később látni fogjuk, hogy csak nagy elővigyázatossággal alkalmazhatók más növényekre. A vizsgált elemek második csoportja kettéosztható. A Cu, Mo, Zn esszenciális elemek, míg a Ba, Se és Sr inkább szennyezők.

A kezeletlen, ill. a kis adaggal trágyázott talajon általában a méréshatár alatt vagy körül volt az As, Cd, Hg és Se koncentrációja mind a gyökérben, mind a hajtásban. A növekvő adagok hatása kevésbé tükröződött az As, Cr, Hg, Ni és Pb felvételében, tartalmuk a 10 ppm alatt maradt a hajtásban. A gyökérben azonban nagyságrendi dúsulás lépett fel. A hajtásban két elem mutatott kiugróan magas akkumulációt a terhelés nyomán, a Mo és a Se. Feltehető, hogy ezek az elemek a tömegárammal könnyedén feljutnak a hajtásba, az elpárolgó vízzel.

Amennyiben feltesszük, hogy a talaj szántott rétege mintegy 3 millió kg/ha tömegű, 3 kg bevitt anyag jelent 1 ppm mennyiséget. Az alkalmazott adagok tehát 0, 10, 30, 90 és 270 mg/kg terhelést jelentenek. A gyökér Cd koncentrációja megközelítően ennek a talajbani koncentrációnak felelt meg, a talaj/növény transzfer együtthatója 1 volt. A Mo tartalomban aktív dúsulást tapasztalunk mind a gyökér, mind a hajtás esetében. A növényi Mo koncentráció mintegy 3-szorosa a talajénak. Ismert, hogy a Mo a meszes talajokon mozgékonyabb, ennek ellenére a szennyezetlen talajon mindössze néhány vagy néhány tized ppm mennyiségben képes a növény felhalmozni. A talajok felvehető Mo készlete ezért szinte mérhetetlenül alacsony.

13.2. A 4-6 leveles állomány gyomosodása és a gyomok összetétele

A kapálást megelőzően gyomfelvételezésre került sor a 4-6 leveles kukoricában dr. Radics László vezetésével. Megállapítottuk a fedettség viszonyokat, a gyomfajok számát, bonitálással megbecsültük a fejlettségi állapotot parcellánként, majd kb 1 m² területről a gyomok föld feletti hajtását is begyűjtöttük elemzésre (104 db átlagminta). A kukorica, valamint a teljes fedettség %-ait a 85. táblázatban foglaltuk össze. Az adatokból látható, hogy a talaj növényvel való fedettsége ebben a korban 30 % körüli, melyből átlagosan 5 %-ot a gyomok képviselnek.

A fejlődés gátlása tükröződik az Al, Cr, Mo, Se kezeléseknél. Az Al és a Mo sók hatására a talaj növényvel való borítottsága mintegy a felére csökken, míg a Cr sók nagyobb adagjai gyakorlatilag a teljes növényállomány pusztulását idézik elő. A Se sók 1/3-ával mérsékeltek az

állományfedettséget. Részben statisztikailag igazolható, bár kisebb mérvű a Hg és a Cu maximális terhelésével fellépő fedettségcsökkenés. (85. táblázat)

Amennyiben a fedettség %-ában pregnánsan megnyilvánuló 4 elem hatását külön vizsgáljuk a gyomosodásra megállapítható, hogy az Al sók a gyomfedettséget nem befolyásolták, míg a Cr, Mo és Se sók nagyobb adagjai jó gyomirtóknak bizonyultak. Mindezt jól alátámasztják az általunk végzett bonitálások eredményei is. A gyomfajok érzékenysége eltérő lehet a terheléssel szemben, egyes fajok eltűntek a nagyobb adagú kezelésekben, a gyomfajok átlagos száma lecsökkent (86. tábl.)

A kétszikű gyomok uralkodtak, elsősorban a *Chenopodium* és az *Amaranthus* fajok. Tendenciájában a két bemutatott gyomfaj, az *Amaranthus blitoides* és a *Chenopodium album* fedettségi %-ai a Cr, Mo, Se kezelések nyomán mérséklődtek, sőt a nagyobb Cr terhelésnél kipusztultak. A vizuális megfigyelésen alapuló bonitálások eredményei, melyek a kukorica állomány relatív fejlettségi viszonyait tükrözik, összhangban vannak a fedettség és a már tárgyalt szárazanyag hozam adataival (86. táblázat).

A m² területről véletlenszerűen begyűjtött gyomminták hajtásának légszáraz súlya 4 kezelésben szignifikánsan csökkent: Cr, Mo, Pb és Se. A gyomok összetétele jól tükrözte a talaj növekvő kínálatát az ugyanolyan korú kukorica hajtásához hasonlóan, tehát a gyomok is jó indikátorai lehetnek a talajszennyezésnek. Bizonyos elemeket azonban a gyomok hajtása nagyobb mértékben akkumulált. Így pl. az átlagos Sr tartalom több mint 10-szerese, az Al és Ba 5-szöröse, a Cd, Hg és a Ni 2-3-szorosa volt a kukoricában mért értéknek. Nagyobb Zn koncentrációk is jelentkeztek a szennyezett kezelésekben, ezzel szemben a Cu tartalom a kukorica hajtásában volt emelkedettebb (87. táblázat).

85. táblázat

Kezelések hatása az összes (kukorica + gyom) fedettség %-ára
 Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 03. Radics László adatai

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Kukorica + gyom fedettség %-a						
Al	29	28	27	14		25
As*	34	37	24	27		30
Ba	33	30	29	28		30
Cd*	32	30	31	27		30
Cr	34	18	6	4		15
Cu	34	31	31	25	8	30
Hg*	31	30	30	23		28
Mo	27	27	21	12		22
Ni	33	33	31	29		31
Pb	33	31	32	30		31
Se*	32	28	21	19		25
Sr	33	32	31	35		33
Zn	33	29	32	30		31
Kukorica fedettség %-a						
Al	25	18	22	10		19
As*	28	26	22	22		25
Ba	26	26	26	22		25
Cd*	28	26	28	25		27
Cr	27	15	6	4		13
Cu	28	26	25	21	6	25
Hg*	26	25	28	21		25
Mo	24	22	18	11		19
Ni	27	26	24	22		25
Pb	25	25	26	26		26
Se*	24	24	19	18		21
Sr	25	28	25	28		26
Zn	25	26	28	25		26
SzD ₅ %		7				5
Átlag	26	24	23	20	2	23

86. táblázat

Termésdepressziót jelző kezelések hatása a gyomosodásra és az állományfejlettségre. Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991.03-08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Összes gyomfedettség %-a						
Al	4.5	9.8	5.1	4.2	5.8	5.9
Cr	6.8	2.6	0.7	0.0		2.5
Mo	3.4	5.5	2.7	0.8		3.1
Se*	7.6	5.0	2.0	1.3		4.0
Bonitálás gyomosságra (1=gyengén, 5= erősen gyomos)						
Al	4.0	4.5	2.5	2.5	1.8	3.4
Cr	2.5	1.5	1.0	0.0		1.0
Mo	2.5	3.5	3.0	1.5		2.6
Se*	2.5	2.5	1.5	1.5		2.0
Gyomfajok száma, db						
Al	4.0	2.5	3.5	4.0	2.6	3.5
Cr	5.0	3.5	1.5	0.0		3.2
Mo	4.0	2.5	3.0	2.0		2.9
Se*	5.5	5.0	4.0	3.0		4.4
Amaranthus blitoides fedettség %-a						
Al	0.8	2.2	2.5	0.3	2.3	1.4
Cr	3.1	0.7	0.3	0.0		1.0
Mo	0.8	1.6	0.8	0.5		0.9
Se*	1.3	1.6	0.5	0.3		0.9
Chenopodium album fedettség %-a						
Al	3.1	7.4	1.8	2.2	4.2	3.6
Cr	1.2	0.8	0.4	0.0		0.6
Mo	1.7	3.4	1.3	0.4		1.7
Se*	2.3	1.5	0.6	0.4		1.2
Állomány bonitálása fejlettségre (1=gyengén, 5=erősen fejlett)						
Al	3.0	2.5	2.5	1.5	1.3	2.4
Cr	4.0	1.0	1.0	1.0		1.8
Mo	2.5	2.5	2.0	1.0		2.0
Se*	3.5	3.5	2.0	1.5		2.6

87. táblázat

Kezelések hatása a gyomok légszáraz tömegére és összetételére

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 09.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz súly, g/m²						
Cr	50	25	0	0		19
Mo	59	53	40	16	29	42
Pb	70	49	52	43		53
Se*	64	50	30	19		41
Összetétel, ppm						
Al	180	957	891	639	251	666
As*	0	0	1	1	1	1
Ba	12	43	150	422	19	157
Cd*	2	3	8	18	2	8
Cr	0	3	-	-	1	1
Cu	8	10	9	12	2	10
Hg*	1	1	5	18	2	6
Mo	3	115	376	600	8	274
Ni	1	7	8	12	2	7
Pb	0	2	8	8	2	5
Se*	5	8	18	126	10	39
Sr	134	259	396	574	95	341
Zn	20	81	124	176	15	100

A gyomok szárazanyag-tartalma átlagosan 16 % volt. A kontroll talajon mért As, Cr, Hg, Se és Cd a mérés hatása alatt maradt.

- A gyomállomány kipusztult, ill. nem alakult ki a Cr kezelésekben.

13.3. A levelek összetétele címerhányáskor

A következő mintavétel augusztus 8-án történt címerhányáskor, ill. a virágzás kezdetén. Nettó parcellánként 20-20 db cső alatti levelet gyűjtöttünk. A légszáraz levélsúlyokban csak a Cr és a Se okozott szignifikáns súlycsökkenést. Az összetételben a kezelések hatása nem minden elemnél követhető nyomon. Gyakorlatilag a méréshatár alatt maradt az As, Cd, Cr, Hg és a Ni, ill. csak a nagyobb terhelésnél lehetett 1-2 tized ppm koncentrációt kimutatni. Nem változott az Al, ill. alig módosult a Cu tartalom a szennyezés nyomán. Megduplázódott viszont a Sr, többszöröseire emelkedett a Zn és Pb tartalom. Nagyság-rendbeli dúsulásokat valójában két elemnél, a Se és Mo esetében figyelhattunk meg. Igaz, hogy a méréshatár alatti tartományból a Hg is 1.6 ppm értékre emelkedett a maximális terhés nyomán (88. tábl.)

A virágzás kezdetén ismét állománybonitálást végeztünk, valamint meghatároztuk parcellánként az átlagos növénymagasságot. Statisztikailag is igazolható eltéréseket 4 elemnél tapasztaltunk: Cd, Cr, Mo, Se. A többi bonitálási és mérési adatot, ahol érdemi változás nem történt, nem közöljük. A növekvő Cd-terhelés, amint a 89. táblázatban megfigyelhető, a legfejlettebb és a legmagasabb állomány kialakulását eredményezte. A Cr fitotoxikus hatása ebben a korban is megnyilvánult, az állomány fejlődésben visszamaradt és részben kipusztult. A Se negatív hatása fennmaradt, míg a Mo sók káros befolyása lecsökkent.

13.4. A szem- és szártermések vizsgálata betakarításkor

A sűrű kukorica állomány lassan érett be, az aratására november-ben került sor. Nettó parcellánként 20-20 csöves szármintát vettünk analízisre, majd parcellakombájnnal arattunk. A légszáraz szemtermés eredményeit a 90. táblázatban közöljük. A 13 vizsgált sóból igazolható termés-csökkenést okozott a Cr, Mo, Pb és a Se. A Cr drasztikus 80 %-os, a Mo és a Se erős 40-50 %-os, míg a Pb mérsékelt 20-30 %-os termésvesztést indukált.

A 4-6 leveles korban még az Al, Ni és a Cu is depressziót okozott. Feltehetően a kevésbé mozgékony Cu és Ni időközben megkötődött a talajban és toxikusságát elvesztette. Az Al sóban csaknem 80 % volt a mérgező klorid részaránya. Az Al meszes talajon nem mozgékony, minden bizonnyal az átmeneti negatív hatást a nagy klorid-terhelés okozta. Később ez a klorid-felesleg a mélyebb rétegekbe mosódott az eső-vízzel, felhígult és a továbbiakban nem befolyásolta a kukorica fejlődését. A 810 kg/ha Al kijuttatásával ugyanis ha-ra számolva több mint 3000 kg klorid is a talajba került.

88. táblázat

Kezelések hatása a kukorica virágzáskori cső alatti levelének tömegére és összetételére. Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 08. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Levél g/20 db, légszáraz súly						
Cr	49	38	24	20	11	33
Mo	52	54	54	46		52
Pb	51	55	54	48		52
Se*	49	49	43	35		44
Összetétel, ppm						
Al	14.0	26.7	20.2	18.3	13.1	19.8
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba	0.9	6.0	4.7	23.8	4.1	8.9
Cd*	0.0	0.0	0.0	0.2	-	0.1
Cr	0.0	0.0	0.2	0.2	-	0.1
Cu	11.6	13.6	13.2	13.0	1.4	12.8
Hg*	0.0	0.0	0.0	1.6	0.3	0.4
Mo	0.0	141.2	262.0	404.5	32.0	202.0
Ni	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0
Pb	1.1	0.8	2.1	5.0	3.3	2.2
Se*	0.0	6.6	15.6	39.6	3.1	15.4
Sr	11.9	18.1	18.6	24.5	4.7	18.3
Zn	17.6	34.6	43.4	64.7	10.1	40.1

A levélsúly a többi kezelésben nem változott szignifikánsan. A kontroll talajon mért As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Se méréshatár alatt.

- A levelek átlagos szárazanyag tartalma 28 % volt

89. táblázat

Némely kezelés hatása a kukorica fejlettségére és magasságára virágzáskor. Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 08. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Bonitálás: 5= legfejlettebb, 1= leggyengébb állomány						
Cd*	4.5	4.0	4.5	5.0		4.5
Cr	3.5	2.0	1.0	1.0	1.1	1.9
Mo	3.5	4.0	3.5	2.0		3.2
Se*	3.5	4.5	3.0	2.0		3.2
Növénymagasság, cm						
Cd*	173	226	230	213		210
Cr	225	132	68	50	29	119
Mo	215	212	204	191		205
Se*	219	226	219	156		205

Amint a 78. táblázatban bemutattuk, a vizsgálandó elemeket igyekeztünk oldható sóik formájában, tehát mérgező vagy mozgékony alakban adni. A kísérő ionok nitrát, klorid, szulfát, ammónium és nátrium voltak. E talajon átmenetileg mérgező lehet a nagyobb, extrém adagú klorid és az ammónium. A ammónium idővel szintén elveszti mérgező hatását, nitrifikálódik és a kloridhoz hasonlóan kimosódik feleslege. Jelentősebb ammónia-terhelés a Mo sóval állt elő. A többi kísérő ion túlsúlya ezen a talajon nem befolyásolja a termést, ill. a talaj eredeti készletét. Mindenesetre az első évi hatásokat nagy elővigyázatossággal kell értelmezni.

A sűrű állományban viszonylag mérsékelt szártömeg képződött. A 8-10 t/ha szemterméshez átlagosan 4-5 t/ha szártermés tartozott. A 4 depressziót okozó elemből a Se negatív hatását nem lehetett igazolni a szárhozam mérséklésében. A légszáraz csutka tömege sem változott egyértelműen a Se-kezelésekben. A melléktermék/főtermék aránya összességében azonban arra utal, hogy a kukorica vegetatív és generatív szerveire gyakorolt fitotoxikus befolyás nem tér el lényegesen, a változások egyirányúak és többé-kevésbé hasonló mérvűek. A termések arányai így viszonylag állandóak (91. táblázat).

90. táblázat

Kezelés hatása a kukorica szemtermésére betakarításkor

**Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25.
légszáraz súly (86 % sz.a.)**

t/ha

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	8.0	8.4	8.5	7.8		8.2
As*	7.6	8.6	7.9	6.9		7.8
Ba	8.8	8.8	8.8	8.3		8.7
Cd*	9.0	8.4	8.5	7.8		8.4
Cr	8.1	5.2	1.9	1.6		4.2
Cu	9.0	8.0	8.0	7.9		8.2
Hg*	9.3	8.9	9.1	8.7	1.5	9.0
Mo	8.5	8.4	7.4	4.7		7.2
Ni	8.9	8.6	8.7	8.1		8.6
Pb	8.9	8.4	7.8	6.4		7.9
Se*	6.9	7.6	5.7	4.3		6.1
Sr	8.3	8.9	9.2	9.0		8.8
Zn	9.0	9.8	9.5	9.5		9.4
SzD5%		1.9				
Átlag	8.5	8.3	7.8	7.0	0.4	7.9

Más termésелеmeket is megvizsgáltunk, mint pl. a töszám, a meddő és a termő tövek száma, ezermagtömeg, valamint az egy növényre eső szemsúly. Az érdemi változások csak a 4 depresszív sóra vonatkoztak, így a többi kezelés adatainak bemutatásától eltekintünk. Radikális töszámcsökkenés a Cr kezelésben következett be, ahol a legnagyobb terhelés hatására a növények fele kipusztult a betakarítás idejére. Igazolható még a maximális Mo adag mintegy 20 %-os ritkító befolyása is (92. táblázat).

91. táblázat

A melléktermés, ill. a melléktermés/főtermés arányainak változása a termés csökkenést okozó kezelésekben, 1991. 11. 25.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Szár, t/ha (légszáraz súly)						
Cr	4.7	3.1	1.2	0.8	1.3	2.5
Mo	4.3	4.3	2.7	2.7		3.5
Pb	5.2	4.7	4.4	3.3		4.4
Se*	3.6	4.2	3.7	3.0		3.6
Csutka, t/ha (légszáraz súly)						
Cr	1.1	1.0	0.4	0.3	0.2	0.7
Mo	1.2	1.2	1.1	0.8		1.0
Pb	1.2	1.1	1.0	0.9		1.1
Se*	1.0	1.2	1.0	0.9		1.0
Szár + csuta/szem aránya						
Cr	0.7	0.8	1.0	0.7	0.2	0.8
Mo	0.6	0.6	0.5	0.8		0.6
Pb	0.7	0.7	0.7	0.7		0.7
Se*	0.7	0.7	0.8	0.9		0.8

A meddő tövek aránya a Cr kezelésben meghaladta a 30, a Mo és a Se maximális terhelése nyomán pedig elérte a 18-20 %-ot. A termő tövek száma két kezelésben csökkent szignifikánsan. A Cr sók mintegy 30, a Mo sók 60 %-ra mérsékeltek a termő tőszámot. Az ezermagtő-meg a sűrűvetés miatt általában alacsony volt, 240-250 g értékkel. A Cr és a Se hatására ez a mutató bizonyíthatóan tovább romlott. Az egy növényre jutó szemhozam általában nem érte el a 100 g-ot és mind a 4 elem toxikus mennyiségű sóterhelése nyomán tovább mérséklődött. Legnagyobb fajlagos hozamcsökkenést a Cr és a Se mutatott (92. táblázat).

92. táblázat

Némely terméselem, valamint a meddő tövek %-ának változása a
terméscsökkenést okozó kezelésekben
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Tőszám, 1000 db/ha						
Cr	101	108	69	48	14	82
Mo	95	98	89	80		90
Pb	101	97	110	113		105
Se*	104	115	118	106		111
Meddő tövek %-a						
Cr	5	16	37	34	8	23
Mo	2	1	4	20		7
Pb	4	4	3	3		3
Se*	9	6	9	18		10
Termő tövek, 1000 db/ha						
Cr	96	91	44	31	15	66
Mo	93	97	85	64		85
Pb	97	93	107	110		102
Se*	94	109	108	88		100
Ezermagtömeg, g						
Cr	242	199	175	162	28	194
Mo	243	245	231	222		235
Pb	254	252	247	246		250
Se*	219	226	190	172		202
Szemtermés g/növény						
Cr	84	58	40	39	16	55
Mo	93	91	88	74		86
Pb	92	93	76	59		80
Se*	73	70	53	48		61

Amint a már bemutatott adatokból látható, a talajszennyezés befolyásolja nemcsak a növény fejlődését, hanem genetikai minőségét, életképességét is. Az esetleges genetikai degradációra a vetőmag minőségi vizsgálatai utalhatnak. A vetőmag tulajdonságok szerepe nemcsak azért fontos, mert a növénytermesztés és rajta keresztül az egész mezőgazdaság teljesítőképességét befolyásolja. A növényben

jelentkező genetikai degradáció előrejelezheti az állat és az ember ilyen irányú veszélyeztetettségét is, hiszen az élővilág összefügg. A beteg, abnormális összetételű és megzavart élettani funkcióval rendelkező növényeket fogyasztó állat és ember szintén megbetegszik.

Szántóföldi növényeink nagyobb részét generatív úton magtermesztéssel szaporítjuk. A vetőmag értékét az öröklött tulajdonságok összessége (azaz a fajta), valamint a minősége határozza meg. A minőség a csírázóképességtől, a tisztaságtól, az egészségi állapottól, a víztartalomtól, az ezermag tömegtől és a térfogat tömegtől (hektólitersúly), valamint az osztályozottságtól függ. A vetőmag minőségét országos szabványok írják elő. A vetőmagtermesztés volumene és exportértéke hazánkban önmagában is több tízmilliárd Ft értéket képvisel évente.

A talaj szennyezettsége meghatározza a növény mikroelem szennyezettségét, részben a magvak összetételét. Mindez hatással van a vetőmag minőségére és az utódok életképességére. A táplálkozástudományban ismeretes, hogy az egyed (növény, állat, ember) korai fejlődési stádiumában bekövetkezett hiány vagy túlsúlyos ellátás, mindennemű anomália olyan károsodáshoz vezethet, mely a későbbiekben már nem korrigálható. Az ezermag tömeg csökkenése pl. azzal jár, hogy a magvakban kisebb a tartaléktápanyagok készlete. Mindez gyengébb kezdeti fejlődést biztosít a csíranövénynek. A kezdeti hátrány halmozódik a tenyészidő folyamán, mert a vízért és a tápanyagokért folyó konkurenciaharcban, a gyomok és kártevők elleni küzdelemben a szennyezett, gátolt életfunkcióval rendelkező egyedek sikertelenebbek.

A kísérletünkben termett kukorica vetőmag vizsgálatait dr. Bana Károlyné irányításával a Vetőmagtermeltető és Értékesítő Vállalat Minőségellenőrzési Osztályának laboratóriuma végezte. Megállapítottuk a hulladék, a beteg csíra, rothadt csíra és az ép csíra %-át. A hulladék elvileg gyommagvakat, törött növényi részeket foglalhat magában kombájn betakarításnál. A csíráztatást addig folytattuk, míg minden sor bírálhatóan kifejlődött. Az ép csírák mennyisége súlyszázalékban mindazon fajtaazonos magvakat jelenti, melyekből normális csíranövények fejlődhetnek. A csíráztatások eredményeit a 93. táblázatban foglaltuk össze. A Ba, Cr, Mo és Se kezeléseket ismertetjük, melyek az értékmérő tulajdonságokat érdemben befolyásolták. Bár a hibridkukorica termését nem vetőmagként hasznosítjuk, a vetőmag vizsgálatok tájékoztathatnak a vetőmag minőségének változásáról.

93. táblázat

A kukorica szemtermés vetőmag-értékmérő tulajdonságainak változása a minőségrontó kezelésekben

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Hulladék %-a						
Ba	0.6	0.6	0.8	0.7		0.7
Cr	0.8	1.6	3.8	4.2	0.9	2.6
Mo	0.7	1.0	0.7	1.2		0.9
Se*	0.8	1.0	1.4	2.2		1.3
Beteg csíra %						
Ba	1.5	3.0	5.0	4.5		3.5
Cr	3.5	4.0	5.5	6.0	3.0	4.5
Mo	1.5	1.5	4.0	3.5		2.6
Se*	1.5	4.5	3.0	4.0		3.3
Rothadt csíra %						
Ba	10	24	25	34		23
Cr	11	33	48	55	18	37
Mo	12	15	23	38		22
Se*	14	14	18	36		21
Ép csíra %						
Ba	84	73	67	60		71
Cr	84	62	44	35	18	56
Mo	84	81	69	58		73
Se*	82	79	77	59		74

Megjegyzés: A vizsgálatokat a Vetőmag Vállalat laboratóriuma végezte dr. Bana Károlyné irányításával

A kombájnolt szemtermés csekély idegen anyagot, hulladékot tartalmazott. Igazolhatóan nőtt a hulladék mennyisége a Se kezelésekben elérve a 2 %-ot, valamint a nagyobb Cr terhelésnél meghaladva a 4 %-ot. A beteg csírák mennyisége tendenciájában mind a 4 elem terhelésével emelkedett, de statisztikailag csak a Ba illetően szerepe bizonyítható. Eléggyőzőnek tűnik azonban a Cr és a Se csírázásgátló hatása is (93. táblázat).

Látványosan 3-5-szörösére ugrott a ki nem kelt, rothadt csírák aránya, tehát mind a 4 só csíraölő befolyással bírt. Itt is a Cr pusztító hatása volt a legkifejezettebb. Az ép csíra %-a a kísérlet szennyezetlen parcelláiban 80-85 % között ingadozott, a Ba, Mo és Se kezelés nyomán ez az érték 60 %

körülre süllyedt. A nagyobb Cr terheléssel az ép csírák mennyisége 35 %-ra zuhant. Emlékeztetőül, itt a termés mennyisége 20 %-ra esett vissza a kezeletlenhez viszonyítva. Az extrémabb Cr szennyezés tehát egyaránt kifejtette negatív hatását a mennyiségre és a minőségre, az össztermés értékét szinte néhány %-ra redukálva.

Bár a mag értékmérő tulajdonságai esetenként jelentősen romlottak, ez csak a vizsgált elemek 1/3-ánál jelentkezett és általában az extrémabb terhelésnél. Ami a mikroelemek felvételét illeti mindössze 3-4 elem akkumulációja figyelemre méltó és jelentős: Mo, Se, Sr, Zn. Élettanilag káros koncentrációt jelenthet a Mo és Se dúsulása. A veszélyes elemek nagy része ki sem mutatható (mint az As, Ba, Cd, Cr, Hg, Pb), vagy alig 1-2 ppm mennyiséget képvisel (mint a Ni, Sr). Az Al és a Cu felvétele nem nőtt a terheléssel, amint a 94. táblázatban megfigyelhető.

A vegetatív szártermésben az akkumuláció kifejezettebb, az As kivételével minden vizsgált elem nyomon követhető. Kiugróan magas a szár Al készlete, de nem változott a terhelés nyomán. Kevésbé mozgékonyak mutatkoztak a Cr, Cu, Hg, Ni és Pb, koncentrációjuk általában 10 ppm alatt maradt, bár ez a Cr és a Hg esetében igen jelentős dúsulást takart a szennyezetlen talajon fejlődött növény összetételéhez viszonyítva. A Sr mintegy megduplázódott, a Zn és a Ba 5-10-szeresére, míg a Cd és a Mo mintegy 50-100-szorosára nőtt a terhelés követ-keztében. Az elemek viselkedése tehát radikálisan eltérő (94. tábl.)

A kukorica szem és szár állati takarmány, sőt a kukoricaliszt emberi étkezésre is szolgál. Vajon a talajterhelés mennyiben eredményezett szennyezett, fogyasztásra alkalmatlan termékeket? Az élelmi-szerek maximálisan megengedhető káros elem tartalmáról az 5. fejezet 20a, b, c, a takarmányok összetételéről a 21. táblázatban adtunk tájékoztatást. A hazai szabványok csak néhány elemre adnak határértéket, ezért a többi vizsgált elemre irodalmi adatok alapján a 94. táblázat lábjegyzetében térünk ki. Az Al, Ba, Sr elemekre az irodalom sem ad határkoncentrációkat, mert a növényi felvétel nem

94. táblázat

Kezelések hatása a kukorica összetételére betakarításkor

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25.

Művelési módok szerint, kg/ha						
Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Szemben, ppm						
Al	0.33	0.59	0.21	1.28	1.5	0.60
As*	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Ba	0.00	0.00	0.20	0.00	-	0.05
Cd*	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00

Cr	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Cu	1.47	1.41	1.49	1.75	0.5	1.53
Hg*	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Mo	0.00	4.48	6.62	13.55	0.7	6.16
Ni	0.00	0.93	0.87	0.85	0.3	0.66
Pb	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Se*	5.63	7.62	11.60	22.10	1.0	11.74
Sr	0.17	0.23	1.35	1.43	0.8	0.80
Zn	8.05	24.55	28.05	41.20	8.4	25.46

Szárban, ppm						
Al	240.5	352.5	227.0	176.5	139	249
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0
Ba	5.0	6.8	18.6	52.2	14.6	21
Cd*	3.0	4.1	11.8	46.4	3.1	16
Cr	0.0	1.3	3.7	4.6	0.8	2
Cu	8.3	10.7	11.3	10.8	2.0	10
Hg*	0.0	0.0	0.6	1.8	0.7	1
Mo	0.0	34.7	38.5	107.1	7.8	50
Ni	0.6	0.2	1.3	1.6	0.9	1
Pb	4.3	3.7	5.5	5.6	2.8	5
Se*	4.6	5.5	10.7	20.3	1.0	10
Sr	8.8	13.4	12.8	19.7	4.0	14
Zn	7.2	30.8	47.3	53.8	23.0	35

A kontroll talajon mért As, Cd, Hg, Se méréshatár alatt volt.

Takarmányra adott határértékek: Al, Ba, Sr = nem szükséges;

Cr=50-3000; Zn =300-1000; Cu=30-100; Ni=50-60; Mo=10-20;

Se=0.1-3 ppm tolerálható.

jelenthet mai tudásunk szerint érdemi terhelést az állati vagy emberi szervezetre.

A hazai szabványok és irodalmi adatok szerint a szemtermés fogyasztásra alkalmatlanná vált a Se sóval trágyázott talajokon. A 13 elemből egy elem okozott ilyen mérvű szennyezést. A 30-40 ppm körüli Zn tartalom inkább kedvezőnek minősíthető a szemben. Megemlítjük, hogy a konzerv ételekben nagyságrenddel nagyobb Zn szennyeződéssel számolhatunk. A kukoricaszár takarmányozásra alkalmatlanná vált a 4 Cd, 2 Hg, 3 Mo, 2 Pb és 4 Se, azaz összesen 15 kezelésben. A 13 vizsgált sóból 5 bizonyult e talajon a kukoricaszár szennyezőnek.

A termés súlyát megszorozva a benne található elem koncentrációjával megkapjuk azt a mennyiséget, melyet a növény vagy növényi rész a talajból testével elvisz. Az aratáskori felvétel adatait a 95. és 96. táblázatok tartalmazzák. A szemtermésbe épült As, Cd, Cr, Pb tömege a tized g méréshatár alatt maradt. Lényegében ide tartozik a Ba is. Az Al, Ni, Sr 5-7 g; a Cu 13 g, a Mo 37 g, a Se 63 g, míg a Zn 241 g átlagos felvételt eredményezett hektárra vetítve. A szártermés-ben az As kivételével mérhető elemhozamok adódtak. A Cr, Hg, Ni 3-4 g, az Pb és a Se 20-35 g, a Cu 46 g, a Cd és a Sr 70 g körüli, a Ba 107, Mo 135, Zn 177 g készletet mutatott a szárban átlagosan, míg az Al mennyisége az 1 kg/ha értéket is meghaladta (95. táblázat).

A 96. táblázat adatai szerint a teljes föld feletti kukorica termésé-ben 1.1 kg Al halmozódott fel. A legszennyezettebb kezelésben a Zn felvétele 0.5 kg/ha mennyiséget ért el, míg a Mo felvétele 352 g-ot. Ezt követte a Ba 269, a Cd 201, a Se 153, a Sr 116 g értékekkel. A Cu 50-60, az Pb 18-22, a Ni 14-15, a Hg 8, míg a Cr 3-4 g összes kivonást mutatott. Az As felvétele méréshatár alatt maradt, nem érte el a g/ha mennyiséget sem. A felvétel elenyésző a szennyezéshez képest. Még az Al esetén is legalább 700 évre volna szükség, hogy a bevitt 810 kg/ha adagot a növény felhasználja. A talaj Cd-szennyezéstől való "megtisztítása" ilyen módon több mint 10 ezer évet venne igénybe.

95. táblázat

A kukorica föld feletti termésével felvett elemek mennyisége
betakarításkor. Meszes csernozjom, Nagyhörcsők, 1991. 11. 25.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Szemtermésben, g/ha						
Al	2.78	5.1	1.8	9.9	14	4.9
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba	0.0	0.0	1.7	0.0	-	0.4
Cd*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Cr	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Cu	13.4	11.3	12.1	13.9	5	12.7

Hg*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Mo	0.0	37.6	48.9	63.1	3	37.4
Ni	0.0	8.0	7.7	7.0	3	5.7
Pb	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Se*	36.8	58.0	66.0	92.8	10	63.4
Sr	1.4	2.1	12.2	12.7	7	7.1
Zn	72.3	238.9	262.8	387.9	122	240.6
Szártermésben, g/ha						
Al	1007	1543	1039	878	758	1117
As*	0	0	0	0	-	0
Ba	26	36	96	269	75	107
Cd*	14	18	56	201	6	72
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	42	52	50	42	17	46
Hg*	0	0	3	8	3	3
Mo	0	107	144	289	28	135
Ni	2	2	6	8	5	4
Pb	22	17	22	18	12	20
Se*	17	23	40	60	4	35
Sr	43	69	62	103	18	69
Zn	36	155	244	273	103	177

96. táblázat

A kukorica föld feletti (szem + szár) termésében foglalt elemek
mennyisége aratáskor.

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25. g/ha

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	1010	1548	1041	888	740	1122
As*	0	0	0	0	-	0
Ba	26	36	98	269	72	107
Cd*	14	18	56	201	6	72
Cr	0	4	4	3	2	3
Cu	55	64	62	56	18	59
Hg*	0	0	3	8	3	3
Mo	0	156	181	352	30	172

Ni	3	9	14	15	6	10
Pb	22	17	22	18	13	20
Se*	53	81	106	153	5	98
Sr	44	71	75	116	22	76
Zn	108	483	543	536	110	418

Mivel ez az út gyakorlatilag járhatatlan, a talajtisztítás egyéb módzatait kell alkalmaznunk. Persze más úton is veszíthet a talaj elemeket mint pl. kilúgzással, bizonyos fémek a levegőbe távoznak stb. A kisebb mérvű szennyezésnél célszerű lehet a káros elemek megkötése a talajban, hogy ne kerülhessenek a táplálékláncba. A növényi felvétel gátlása történhet a talajtulajdonságok befolyásolásával (meszezés, márgázás, szerves vagy szervetlen kolloid-tartalom növelése stb.), vagy a növényi sorrend módosításával. A fenti példa mindeneset-re érzékelteti, hogy a talajszennyezés a talaj minőségét hosszú távon befolyásolja és gyakorlatilag irreverzibilis, megfordít-hatatlan folyamat.

13.5. Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára

A mintákban a fontosabb esszenciális elemeket is meghatároztuk. A kezelések esetenként befolyásolták a főbb makro- vagy mikroelem tartalmakat a növényi szövetekben. Ahol igazolható változások nem léptek fel, az átlagokat közöljük. Amint a 97. táblázatban látható, az Al sók hatására nőtt a kukorica gyökerek Ca tartalma. Hasonlóképpen a Ba kezelés a K %-át, az As a Na, a Cu a NO₃-N koncentrációit növelte. Kifejezett csökkenés lépett fel több elemnél. A Se a K-ot, a Mo és a Cr a Mg, Fe, Mn tartalmat csökkentette. A NO₃-N %-a a növekvő Se terheléssel süllyedt, míg a Cu adagolással nőtt.

A 4-6 leveles kukorica hajtásában a kölcsönhatások részben eltérnek a gyökérben megfigyeltektől. Általánosságban azonban megállapítható, hogy a leginkább fitotoxikus Cr és Se terhelés nyomán a fontosabb esszenciális elemek zöme alacsonyabb koncentrációt mutat (N, K, P, NO₃-N). Igazolhatóan csak a Ca és a Fe tartalom emelkedett. Amint az élettani optimumok mutatják, a hajtásban elsősorban a K tartalom süllyedt a kívánatos szint alá. A mérgezés nyomán a szövetek elöregedtek,

kiszáradtak. A K szerepe éppen a vízháztartás, a turgor szabályozása, a növény fiatalon tartásában jelentős. A Ca ezzel szemben az előregedés eleme, mely felhalmozódott és túlsúlyba jutott. A mérgezett növényekben általános jelenség lehet a Ca akkumuláció, mert a toxikus anyagok megkötésében, detoxikációjában is szerepet játszik. Az erős Cr és Se terhelés tehát komoly anyagcserezavarhoz vezethet (97. táblázat).

A gyomok nagyobb ellenállást mutattak az esszenciális elemek felvételekor, a szennyezés hatása kevésbé jelentkezett. Érdemi változásnak minősíthető a P koncentráció emelkedése a Sr, a Fe emelkedése a Ni és Al, valamint a Co növekedése a Mo, Ni és Ba hatására. A N, K, Ca, B és NO₃-N tartalom hígulását eredményezte általában a szennyezés. A virágzás kezdetén vett cső alatti levelekben szintén mérséklődött a N és K mennyisége, a K szint az élettani optimum alá süllyedt. Kétségtelen azonban, hogy ebben a későbbi stádiumban nem jelentkeztek olyan drasztikus elváltozások, mint a 4-6 leveles korban (98. táblázat).

97. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 07. 08.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Terhelés elemei
	0	90	270	810		
4-6 leveles kukorica gyökere						
N %	1.47	1.55	1.57	1.57	0.05	Átlag
Ca %	1.09	1.10	1.24	1.54	0.38	Al
K %	0.86	1.10	1.13	1.24	0.26	Ba
K %	0.93	0.85	0.84	0.55	0.26	Se
Mg %	0.48	0.36	0.34	0.32	0.21	Mo/Cr
Fe %	0.34	0.13	0.07	0.10	0.21	Mo/Cr
P %	0.18	0.20	0.19	0.20	0.02	Átlag
Na ppm	219	234	242	311	53	As
Mn ppm	202	121	104	75	119	Mo/Cr
B ppm	3	4	4	4	2	Se
Co	3	2	1	1	2	Mo
NO ₃ -N %	0.33	0.28	0.29	0.25	0.07	Se
NO ₃ -N %	0.31	0.27	0.30	0.41	0.07	Cu

4-6 leveles kukorica hajtása						
N %	3.35	3.32	2.99	3.02	0.18	Cr
K %	2.02	1.47	1.25	1.04	0.35	Cr/Se
Ca %	0.84	0.93	1.01	1.10	0.19	Cr
Mg %	0.66	0.67	0.69	0.67	0.03	Átlag
P %	0.52	0.49	0.33	0.31	0.09	Cr
Fe ppm	178	220	246	309	91	Cr/Se
Mn ppm	115	114	119	120	6	Átlag
Na ppm	40	41	41	44	4	Átlag
B ppm	8	8	9	9	1	Cr/Se
NO ₃ -N %	0.44	0.30	0.16	0.07	0.09	Cr
NO ₃ -N %	0.40	0.39	0.37	0.25	0.09	Se

Co méréshatár alatt a hajtásban

Élettani optimum a hajtásban: N = 3.5-5.0; K = 3.0-4.0; Ca = 0.3-0.7; Mg = 0.2-0.6; P = 0.3-0.5 % (Kádár 1988)

98. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális elemek tartalmára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Terhelés elemei
	0	90	270	810		
Gyomok hajtása, 1991. 07. 0.9						
N %	4.11	3.82	3.62	3.57	0.44	Mo/Ni
K %	4.13	3.92	3.50	3.61	0.18	Átlag
Ca %	3.70	3.67	3.40	3.35	0.16	Átlag
Mg %	1.06	1.07	0.98	1.02	0.07	Átlag
P %	0.36	0.40	0.43	0.50	0.07	Sr
Fe ppm	252	581	728	1300	394	Ni/Al
Na ppm	148	245	186	246	65	Se/Sr
Mn ppm	105	114	103	105	10	Átlag
B ppm	26	24	24	21	4	Mo/Ni
Co ppm	0.04	0.08	0.37	1.27	0.38	Mo/Ni/Ba
NO ₃ -N %	0.86	0.56	0.59	0.51	0.18	Al/Ni/Se
Levél a virágzás kezdetén, 1991. 08. 08.						
N %	2.78	2.60	2.51	2.45	0.21	Cr/Se
K %	1.08	0.96	0.92	0.77	0.17	Se
Ca %	0.58	0.62	0.60	0.57	0.03	Átlag

Mg %	0.48	0.52	0.53	0.57	0.07	Se
P %	0.35	0.35	0.35	0.36	0.03	Átlag
Fe ppm	80	84	82	82	5	Átlag
Mn ppm	72	62	62	55	22	Zn
Na ppm	36	37	37	35	5	Átlag
B ppm	3	3	3	3	1	Átlag
NO ₃ -N ‰	0.19	0.16	0.13	0.11	0.07	Cu
NO ₃ -N ‰	0.19	0.20	0.28	0.34	0.07	Mo

Co - méréshatár alatt

Élettani optimum virágzás kezdetén a levélben: N = 2.5-3.5;

K = 1.5-2.5, Ca = 0.25-0.80, Mg = 0.20-0.60, P = 0.25-0.35 %

(Kádár 1992)

Az aratáskori szemtermésben az elemtartalmak általában emel-kedtek. A Sr a P és a Ca, a Mo a Na és a B, a Cr pedig a B és Co felvételét serkentette. Valójában azonban csak a Sr szinergista hatása bizonyítható. A Mo és a Cr a termést csökkentette, a szemben megfi-gyelt koncentráció növekedés tehát a töményedés következménye is lehet. A szár összetételében ismét a Cr hatása dominál és a fiatal hajtáshoz hasonlóan a K/Ca arányokat módosította drasztikusan, valamint növelte a Fe, Mn és Na koncentrációit (99. táblázat).

99. táblázat

Kezelések hatása az esszenciális tápelemek tartalmára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 11. 25.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Terhelés elemei
	0	90	270	810		
Kukoricaszem aratáskor						
N %	1.15	1.20	1.24	1.21	0.05	Átlag
P %	0.18	0.21	0.25	0.27	0.06	Sr/Cu
K %	0.15	0.15	0.16	0.16	0.02	Átlag
Mg ppm	776	771	841	844	64	Átlag
Ca ppm	87	81	767	1042	623	Sr
Fe ppm	18	14	16	12	5	Cu/Ni
Na ppm	10	16	27	25	9	Mo
Mn ppm	4	5	4	5	2	Mo
B ppm	0.35	0.64	0.67	0.78	0.32	Cr/Mo
Co ppm	0.00	0.30	0.56	0.67	0.22	Cr
NO ₃ -N ‰	0.05	0.05	0.05	0.05	0.01	Átlag

Kukoricaszár aratáskor						
N %	0.85	0.88	0.85	0.87	0.03	Átlag
Ca %	0.40	0.57	0.60	0.65	0.09	Cr
K %	0.28	0.21	0.20	0.17	0.07	Cr/Se
Mg %	0.24	0.26	0.29	0.31	0.04	Cd/Cu
P %	0.08	0.08	0.08	0.08	0.02	Átlag
Fe ppm	462	508	1058	1377	529	Cr
Mn ppm	76	112	124	118	20	Cr
Na ppm	22	32	31	31	6	Cr
B ppm	3	3	3	3	1	Átlag
NO ₃ -N ‰	0.16	0.17	0.16	0.16	0.01	Átlag

Co - a szárban méréshatár alatt

13.6. A csapvizes gyors lemosás hatása a levelek összetételére

Szeptember 22-én párhuzamos átlagmintákat vettünk a 810 kg/ha kezelésű parcellák állományából a középső, előregedő leveleket felhasználva. A levelek egyik felét mosatlanul készítettük elő analízisre, míg a másik 20 levelet az udvari csap alatt portalaníttuk gyors öblítéssel erős vízszög alatt. A növényre rakódó por ill. talaj ugyanis torzíthatja az eredményeket. Nem dönthető el, hogy az adott elem beépült-e a növénybe (felvett), vagy csupán a külső ráhordás (szennyezés) következménye. Vizsgálataink eredményeit a 100. táblázat foglalja össze. A táblázatban feltüntettük összehasonlítás céljából a virágzás-kori cső alatti fiatal levelek összetételét is, melyet szintén a 810 kg/ha kezeléseknél kaptunk 6 héttel korábban.

A feltüntetett 21 elemből mosás hatására érdemben és szignifikánsan csökkent 6 elem koncentrációja, úgymint a Ba, Cd, Cr, Mg, Mo, Se. Nőtt viszont 24 %-kal a Zn, valamint 348 %-kal a Na mennyisége a mosást követően, mely elemeket a csapvíz nagyobb mennyiségben tartalmazta. Összességében tehát akkor javasolható a portalaníztás ilyen módszere, amikor hosszabb száraz periódus után a földközeli vagy földön fejlődött növényi részeket mintázzuk, melyek talajjal szennyeződhetnek. Fontos, hogy az öblítés valóban gyors és rövid idejű legyen, hiszen az elemek részben kimosódhatnak a növényi szövetekből. Másrészt fontos a mosáshoz használt víz összetételének ismerete (tisztasága), hiszen a vizsgálandó minták a vízzel is szennyeződhetnek. Egyéb technikai okok miatt is célszerűbb a mosást elkerülni és a pormentes növényminták vételét előnyben részesíteni.

Érdemes összevetni az előregedő levelek és a címerhányáskori cső alatti fiatal levél átlagos elemösszetételét. Az idős levelekben megnőtt (csapvizes öblítés után is) a legtöbb szennyező mennyisége. Ez a

növekedés az Pb és Se esetén mindössze 40-50 %-os, más elemeknél 2-4-szeres (Al, Ba, Hg, Mo, Sr), míg a Cd és Cr esetén mintegy 20-szoros. Az expozíciós idővel, a növény korával együtt tehát ezen elemekkel való szennyeződés mértéke is növekvő. Ami az egyéb esszenciális elemek változását illeti látható, hogy az öregedéssel tovább akkumulálódott a Ca, Mg, Na és Mn, érdeemben nem változott a K, Fe és B; míg a P készlete jelentősen lesüllyedt.

Megemlíthető még, hogy a levelek szárazanyag %-a nem tér el a két időpontban, de az idős alsóbb levelek tömege több mint 40 %-kal kisebb (100. táblázat).

100. táblázat

A csapvízes gyors lemosás hatása az előregedő középtáji kukoricalével
összetételére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 09. 22.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán 810 kg/ha				Virágzáskori*
	Nem mosott	Mosott	SzD _{5%}	Mosott %-a	
Al ppm	83.2	59.0	31.1	71	18.3
As ppm	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba ppm	53.1	42.1	7.2	79	23.8
Cd ppm	4.5	2.8	0.4	62	0.2
Cr ppm	3.8	2.1	0.2	55	0.2
Cu ppm	12.2	12.6	3.7	103	13.0
Hg ppm	5.7	4.4	1.2	77	1.6
Mo ppm	1064.1	944.2	59.0	93	404.5
Ni ppm	0.1	0.1	0.1	100	0.1
Pb ppm	7.6	6.9	0.7	91	5.0
Se ppm	60.0	51.6	7.8	86	39.6
Sr ppm	59.8	46.5	31.7	78	24.5
Zn ppm	75.0	93.0	8.9	124	64.7
Egyéb esszenciális elemek					
Ca %	1.17	1.22	0.06	104	0.57
Mg %	0.80	0.81	0.05	101	0.57
K %	0.69	0.76	0.09	110	0.77
P %	0.21	0.21	0.03	100	0.36
Mn ppm	177	171	17	97	55
Fe ppm	98	97	16	99	82
Na ppm	42	146	10	348	35

B ppm	3	3	1	100	3
Sz.a. %	26	25	3	96	28
g/20 db**	102	100	10	98	171

* Cső alatti fiatal kifejtett levél virágzáskor (nem mosott)

** Friss levelek tömege

13.7. A talajvizsgálatok eredményei

A parcellák nettó területéről, 20-20 pontminta egyesítésével átlagmintákat vettünk 1991-ben két ízben is, hogy az esetleges gyors ütemű változásokat nyomon követhessük. A szántott rétegből vett 104 + 104 = 208 db minta elemzésének adatairól a 101. táblázat nyújt áttekintést. A felvehető elemtartalmakat a Lakanen és Erviö (1971) által javasolt NH₄-acetát + EDTA oldószerrel határoztuk meg. A szennyezetlen kontroll parcellákon 0.1 ppm méréshatár alatt vagy akörül volt az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se koncentrációja.

A vizsgálatok, pontosabban a mintavétel hibája a kísérlet első évében még nagy, hiszen az egyszeri szántás még nem tette lehetővé a bevitt sók megfelelő keveredését a talajban. A bemutatott eredmények ennek ellenére meggyőzően tanúskodnak az előállt hatalmas változá-sokról. Jelentősnek bizonyult a talaj eredeti Al = 48-67, Sr = 30, Ba = 20, Cu = 7-9, Pb = 4-5 ppm készlete. A felvehető Zn és Ni 2-3 ppm mennyiséget jelzett módszerrel. Az Al, Sr és Ba kivételével minden elem koncentrációja nagyságrenddel, vagy több nagyságrenddel emelkedett. A többszáz, ill. ezerszeres dúsulás a méréshatár körüli, nyomokban előforduló 6 elemben kifejezett (101. táblázat).

A két mintavétel jó egyezést mutat, legalábbis ami a trendeket és a nagyságrendi változásokat illeti. Az átlagos elemtartalmak azonban elemenként eltérnek. Az 5 héttel későbbi mintavételnél pl. alacsonyabb Al, As, Cr, Hg, Mo, Ni, Se, Sr mennyiségeket találtunk, a Zn és a Ba közelálló volt, míg a Cd és Pb átlagai emelkedtek. Hasonló terhelési kísérletben a kisebb mérvű, 20-30 %-os módosulásoktól eltekinthetünk. Drasztikusan két elem koncentrációja csökkent, az átlagos Hg és Cr tartalom 1/3-ára süllyedt. Többéves adatokra lesz szükség, hogy a talajbani átalakulásokat jobban megérthessük. A csökkenés oka lehet a megkötődés oldhatatlan formákba, a kilúgzás, a Hg esetében az elillanás. A növényi felvétel szerepe, amint korábban láttuk, elhanyagolható.

101. táblázat

Kezelés hatása a talaj szántott rétegének felvehető (ammon-acetát + EDTA oldható) mikroelem tartalmára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök

Elem jele	Adagolás 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
1991. 07. 04-én, ppm						
Al	67	73	86	90	8	79
As*	2	7	18	66	14	23
Ba	20	29	41	100	16	47
Cd*	14	60	172	456	40	176
Cr	0	2	6	30	5	10
Cu	7	24	49	110	7	48
Hg*	0	4	49	189	13	61
Mo	0	21	27	104	14	38
Ni	3	15	40	74	2	33
Pb	5	29	56	158	32	62
Se*	1	7	23	123	13	38
Sr	31	49	67	146	16	73
Zn	2	13	55	153	18	56
1991. 08. 12-én, ppm						
Al	48	52	64	81	11	61
As*	2	7	15	32	13	14
Ba	19	28	42	84	56	43
Cd*	28	54	192	539	62	204
Cr	0	1	3	9	2	3
Cu	9	29	47	200	40	71
Hg*	1	6	9	51	13	17
Mo	0	20	24	63	11	27
Ni	3	14	36	56	15	27
Pb	4	10	69	236	46	80
Se*	1	6	34	84	17	31
Sr	30	38	54	84	14	52
Zn	1	22	66	120	19	52

A kontroll talajban mért As,Cd,Cr,Hg,Mo,Se 0.1 ppm méréshatár körül

13.8. A talajbiológiai vizsgálatok eredményei

(Gulyás Ferenc és Kádár Imre)

Az élőlények nemcsak létrehozták a talajt, de élnek is benne. Ha nem így volna, a talaj halott lenne és terméketlen. A talajlakók közül a mikroszervezetek a legfontosabbak, melyek a talajba kerülő növényi és állati maradványok elbontásában, a tápelemek körforgalmában, talajszerkezet kialakításában részt vesznek. Tevékenységük nélkül az élet a Földön gyorsan megszűnne. Kérdés, hogy a talajszennyező elemek mennyiben károsítják a talajéletet, csökkentik a talaj biológiai aktivitását, esetleg részleges sterilítást okozva? Mennyiben gátolhatják az érzékeny és a N-kötés ill. a talajtermékenység szempontjából nagy jelentőségű *Azotobacter* fajok működését, hol vannak a toxikus koncentrációk határértékei a sók vizes oldataiban, valamint a talajban? A mikrobiológiai vizsgálatokat dr. Gulyás Ferenc végezte el az Intéze-tünk Talajbiológiai Osztályán.

A 13 vizsgált elem sóival desztillált vizes oldatokat készítettünk, a törzsoldatok koncentrációja 10 mg/ml volt. A törzsoldatokból steril desztillált vízzel steril lombikokban 1, 10, 100 és 1000 mg/l soroza-tokat állítottunk elő, melyekből felezéssel nyertük a köztes koncentrációkat. Teszt organismusként az *Azotobacter chroococcum* szolgált, melynek 48 órás kultúráiból nyert sejtszuszpenzióit Petri-csészékbe helyeztük. Az 1-1 ml. sejtszuszpenzióra steril, 45 °C-os N-mentes (Fjodorov-féle) agaros közeget öntöttünk és egyenletesen homogenizál-tuk a szuszpenziót a tápközegben. A lemezek megszilárdulása után lemezenként 4-4 db 8 mm átmérőjű lyukat vágtunk, melyekbe egyen-ként 0.2 cm³ fémsó oldatot pipettáztunk.

Ezt követően a lemezeket 24 órán át 4 °C-on hűtőgépben tárol-tuk, majd inkubálás céljából 28 °C-os termosztátba helyeztük. Két-na-pos inkubációt követően a gátlási gyűrűk mm-ben mért értékeivel jelle-meztük a sók toxikusságának mértékét. A vizsgálatok 4 párhuzamban történtek. A legkisebb toxikus koncentrációnak (LTK) azon oldatok ill. kezelések minősültek, melyek legalább 1 mm-es zónában gátolták az *A. chroococcum* növekedését. Vizsgálatokat a szabadföldi kísérletben alkalmazott sókkal végeztünk. Ettől egy esetben tértünk el, mert a SrSO₄ gyakorlatilag vízzeloldhatatlannak bizonyult. Helyette a SrCl₂ · 6H₂O vegyületet alkalmaztuk. Az oldatkészítés módját, a kapcsolódó számításokat, valamint a vizes oldatban és a meszes talajban mért LTK határértékeket a 102. táblázatban foglaltuk össze.

102. táblázat

A szabadföldi kísérlet szántott rétegéből 1991-ben vett mintákkal (mészlepedékes csernozjom, humuszos vályogtalaj, 1. mintavétel anya-ga) szintén elvégeztük a LTK becslését *A. chroococcum* tesztel. E célból hőálló üvegekbe 100-100 g száraz talajt mértünk be és 121 °C-on 60 percen át sterilizáltuk. Másnap 22 cm³ nehézfémoldattal a talajokat nedvesítettük és alapos összekeverés után 1 napig szoba-hőmérsékleten pihentettük.

A 22 cm³ fémsó oldatok előállítása a következőképpen történt. A steril Erlenmeyer lombikokba 0.1, 0.3, 0.9, 2.7 cm³ törzsoldatokat adagoltunk (elemenkénti sorozatok), majd steril desztvízzel 22 cm³ térfogatra egészítettük ki. Ezek képezték a szabadföldön is meg-található 10, 30, 90, 270 ppm (azaz 30, 90, 270, 810 kg/ha) kon-centrációkat a 100 g talajhoz való hozzáadás után. A szükség szerinti nagyobb koncentrációkhoz több törzsoldatot használtunk, ill. a köztes koncentrációkat felezéssel állítottuk elő.

Az LTK becslése az azotobacteres talajblokk módszerével történt Petri-csészékbe *A. chroococcum* sejtuszuspenzióval N-mentes, Fjodorov féle agaros közeggel a már korábban leírt módon lemezt öntünk. A megszilárdult lemezekre 8 mm átmérőjű 4-4 db talajkorongot helye-zünk presszorszám segítségével, majd 24 órára 4 °C-os hűtőbe, ezt követően 48 órára 28 °C-os inkubátorba tesszük. A toxicitást a gátló zóna mm-ben mért adataival jellemezzük. A két-két ismétlést (lemez) figyelembe véve minden koncentrációt 8-8 talajkorong átlagával becsül-jük. Az 102. táblázatban összefoglalt eredmények alapján az alábbi következtetések vonhatók le:

1. A toxicitási határ általában magasabb a talajban, mint az oldatban. Egyes elemeknél, mint a Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Zn a különbség többszörös vagy nagyságrendi, tehát az elemek mérgező hatásukat a talajban részben elvesztik.
2. A vizsgált elemek közül a Sr, Pb, Ba, kevésbé gátolta az *A. chroococcum* növekedését, mind az oldatban, mind a talajban többszáz ppm felett jelentkezett a toxicitási tartomány.
3. Rendkívül erős méregnek mutatkozott a Hg és Cd sók oldata 0.5-1.0 ppm, valamint a Cr, Cu és Ni sók oldata 2-5 ppm tartomány-ban. Közepes toxicitást jelzett a Se 20, a Mo 25, az As 50, valamint az Al 75 ppm koncentrációval. Megemlítjük, hogy szennye-zetlen viszonyok között a talajoldatban nagyságrendekkel kisebb koncentrációk fordulhatnak elő.

Megkísértük a nehézfémekkel szennyezett talajok biológiai aktivitását is megítélni a kísérleti parcellák talajába helyezett cellulóz tesztek súlyvesztése alapján. Az alkalmazott tesztek $6 \times 6 = 36 \text{ cm}^2$ felületű Whatman-1 szűrőpapírt jelentettek és 2 g abszolút száraz cel-lulózt tartalmaztak tasakonként. A tasakok nem bomló PVC szitasző-vetből készültek, melyeket 71 napos expozíciós időtartamra (1991. 08. 14 - 10. 24. között) a parcellák középvonalában ásonyomban rak-tuk le 4 ismétlésben, függőleges helyzetben, 7-13 cm mélységben. Az elbomlott cellulóz mértékét az izzítási veszteség alapján határoztuk meg.

A kezelések hatását az elbomlott cellulóz %-ára a 103. táblázat adatai szemléltetik. A szabadföldi vizsgálatokból megállapítható, hogy:

1. Viszonylag kismérvű volt a lebontás, mindössze 10-20 %-a "tűnt el" a lehelyezett anyagnak. Ehhez minden bizonnyal az is hozzájárult, hogy szeptember hónapban szárazság uralkodott és a késő őszi hőmérséklet csak mérsékeltebb mikrobiológiai tevékenységet indukált a talajban.
2. A növekvő terhelés nyomán statisztikailag igazolhatóan csökkent az elbomlott cellulóz mennyisége az Al, Cd, Cr kezelésekben, míg emelkedett a Hg, Mo és Se szennyezett parcellákon.

A vizsgálatokat célszerű lesz megismételni korábbi lehelyezéssel és hosszabb expozíciós idővel ahhoz, hogy meggyőző erejük javuljon. Mindenesetre úgy tűnik, hogy a szennyezett parcellákon nem következett be olyan mérvű gátlás a talaj cellulózbontó mikroszervezeteinek tevékenységében, mely a talaj részleges sterilítésához vezetett volna. A növényi maradványok (gyökerek, majd a későbbi években leszántott lomb, szár stb.) bomlása sem akadályozott szemmel láthatóan. Ezzel szemben amint láttuk, a közismerten érzékeny N-kötő *Azotobacter* fajok aktivitása károsodhat már 10 ppm Hg, ill. 20-30 ppm Cd, Cr, Ni, Se terhelésnél. Bizonyos cellulózbontók aktivitása azonban kifejezetten nőtt a 270 ppm Hg, Mo, Se tartalmú talajon szabadföldön, ill. nem csökkent bizonyíthatóan a Cr és Ni szennyezés esetén. A talajlakó mikroszervezetek fajgazdagsága tehát eltérő reakciót jelent a terhelés-sel szemben.

103. táblázat

Kezelés hatása az elbomlott cellulóz %-ára. Talajbani expozíció időtartama 70 nap.

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök.

Elem jele	Adagolás 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	17	17	9	9		13
As*	18	16	17	15		17
Ba	15	16	12	15		15
Cd*	13	9	9	8		10
Cr	15	16	17	10		14
Cu	15	12	15	13	5	14
Hg*	13	18	20	18		17
Mo	14	16	15	20		16
Ni	13	12	13	13		13
Pb	17	17	15	16		16
Se*	14	19	20	22		19
Sr	14	11	13	16		14
Zn	16	16	18	15		16

Behelyezés: 1991. 08. 14, kiemelés 1991. 10. 24.

Parcellánként 4-4 db 2 g-os, 5x5=25 cm² felületű szűrőpapír teszteket alkalmaztunk.

14. A sárgarépa kísérlet eredményei 1992-ben

A káros elemek felhalmozódása elsősorban a gyökérben és a fiatal hajtásban kifejezett. A gyökérgumós zöldségnövények közvetlen emberi fogyasztásra kerülnek és ezért vizsgálatuk különösen indokolt. Az említett megfontolások alapján a kísérlet 2. évében sárgarépát termesztettünk, az elvégzett agrotechnikai műveletekről és megfigyelésekről a 104. táblázat tájékoztat. A sárgarépa fajtája Vörös óriás volt, melynek vetésére április 8-án került sor. A gyomfelvételezés, bonitálás és mintavétel június 9-11. között történt. A sárgarépát a gyökérképződés előtti stádiumban június végén (lomb), valamint betakarításkor október 6-án (lomb, gyökér) mintáztuk nettó parcellánként 40-40 db növény felhasználásával. A megmaradt teljes gyökértermést átadtuk az ÁTE Takarmányozástani Tanszékének nyúletetési kísérletek céljára.

Betakarítás előtt a nettó területen termett gyökerek számát is meghatároztuk parcellánként. A kísérletet június 9-én országos bemutató keretében ismertettük. Megjegyezzük, hogy a csapadékhány miatt a sárgarépa kelése elhúzódott és csak május 10-e körül fejeződött be. A Cr és Se kezelésekben különösen vontatott kelést, részleges kipusztulást figyeltünk meg. Az aszályos 1992. esztendő nem kedvezett a répa fejlődésének. A kísérleti telepen 1990-1993. években mért csapadékadatokat a 105. táblázatban foglaltuk össze havi, negyedéves, éves és tenyészidőszakra vetített bontásban. Amint látható a sokéves átlaghoz viszonyítva 1992-ben 119 mm-rel kevesebb csapadék hullott és szárazság lépett fel, mely június kivételével az egész évet jellemezte.

Betakarítás után a már korábban ismertetett módon parcellánként átlagmintákat vettünk a szántott rétegből a felvehető elemkoncentrációk meghatározására. Az adatokat a 106. táblázatban közöljük. Ami a nagyságrendi dúsulások trendjeit illeti, az előző évi két talajmintavételnél elmondottak itt is mérvadók. Az átlagos elemtartalmakban azonban viszonylag nagyobb eltéréseket tapasztalunk az egy évvel korábban mértékhez képest. A Cd felvehető frakciója felére-harmadára süllyedt. Lényegesen nem változott a Cr, Hg, Mo, Se tartalom. Mérsékeltén, 40-60 %-kal nőtt az átlagos Al, Zn, Pb, közel

104. táblázat

A kísérletben végzett agrotechnikai műveletek, megfigyelések
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök 1992. (Sárgarépa)

Munka megnevezése	Időpontja	Megjegyzés
Műtrágya kiszórása	01. 16.	N, P, K (kézzel)
Egyirányú szántás	01. 16.	Lajta ekével
Műtrágya kiszórása	04. 07.	N (kézzel)
Tárcsázás+kombinátorozás	04. 07.	XT tárcsa+kombinátor
Vetés	04. 08.	NIBEX vetőgéppel
Simahengerezés	04. 08.	Hengerrel
Kísérlet kitűzése	06. 02.	Karók elhelyezése
Kerítés felállítása	06. 03.	Drótháló rögzítése
Gyomfelvételezés	06. 09.	Radics László, KÉE
Gyombonitálás	06. 09.	Telepi felvételezés
Gyommintavétel	06. 11.	Kézzel parcellánként
Gyomirtás	06. 22-24.	Kézzel parcellánként
Répalomb mintavétel	06. 29.	Gyökérképződés előtt
Kapálás	06. 26.	Kézzel 4 napon át
Kiszántás	10. 06.	MTZ-50+eke

Betakarítás	10. 07.	Kézzel
Talajmintavétel	10. 15.	0-20 cm parcellánként

Nettó parcella mérete: 6 fm x 6 sor = 36 fm = 18 m²

Fajta: Vörös óriás. Vetés mélysége: 2-3 cm

Sor x tőtávolság: 50x10 cm

Egyéb fenológiai megfigyelések, megjegyzések:

Lassú kelés csapadékhiány miatt 05. 02. - 05. 10. között

A Cr és Se kezeléseknél vontatott kelés, kipusztulás

Országos bemutató a Telepen 06. 09-én

Tőszámlálás: a nettó területen termett gyökök számát határoztuk meg parcellánként

Mintavételek: nettó parcellánként 40-40 db gyökér vagy hajtás

A megmaradt teljes gyökértermést elszállítottuk az ÁTE Takarmányozástani Tanszékére nyületetési kísérletek céljaira.

megduplázódott a Cu és Sr, ill. több mint kétszeresére emelkedett az As, Ba, Ni koncentráció a talajban. Bár itt nem különíthető el szabatosan a mintavételi és az analitikai hiba, további szisztematikus adat-gyűjtésre lesz szükség ahhoz, hogy a felvehető frakciók ingadozását jobban megismerjük és a talajbani megkötődésüket növényi felvételekkel is nyomon kövessük.

105. táblázat

A havi, negyedéves és éves csapadékösszegek adatai
Nagyhőrcsök, meszes csernozjom, 1990-93. (mm)

Időszak	1990	1991	1992	1993	1994	Átlag*
I.	34	17	0	10	37	34
II.	3	17	11	4	10	36
III.	15	20	26	15	13	37
Összesen	52	55	37	29	60	107
IV.	67	20	18	28	50	48
V.	39	58	9	8	35	64
VI.	90	22	156	12	17	61
Összesen	196	100	183	46	102	173
VII.	45	98	14	60	22	54

VIII.	24	92	3	32	81	55
IX.	60	16	17	66	36	49
Összesen	129	208	34	158	140	158
X.	59	90	124	91	46	53
XI.	48	52	64	103	22	57
XII.	14	17	28	60	0	42
Összesen	121	160	217	254	68	152
Éves	498	522	471	487	370	590
IV-IX.	325	308	217	205	242	259
X-VI.	229	276	380	292	416	319

*Legközelebbi állomás, Sárbogárd 50 éves átlaga

106. táblázat

**Kezelés hatása a talaj szántott rétegének felvehető (ammon-acetát + EDTA) mikroelem tartalmára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök (ppm)**

Elem jele	Adagolás 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
1992. 11. 02-án						
Al	85	90	89	99	23	91
As*	4	6	31	93	17	33
Ba	33	47	81	285	37	111
Cd*	13	18	62	228	14	80
Cr	0	2	5	10	2	4
Cu	4	34	94	270	22	133
Hg*	0	1	13	61	4	19
Mo	0	12	22	43	16	20
Ni	5	33	65	224	6	82
Pb	8	65	131	280	13	121
Se*	2	7	66	81	13	39
Sr	39	52	116	257	14	116
Zn	3	29	68	213	24	78

A kontroll talajon mért As = 0.1-0.2 ppm; Cd = 0.1-0.2 ppm; a Hg, Cr, Mo és Se méréshatár alatt

14.1. A lombtermés vizsgálata gyökérképződés kezdetén (1992. 06. 29.)

A sárgarépa fejlődésének fontos fázisa a gyökérképződés kezdetének ideje. A levélelemzéssel nyert adatok iránymutatóul szolgálhatnak a növény tápláltsági/szennyezettségi állapotának jellemzésére és előrejelezhetik a termés minőségét is. A 107. táblázatban bemutatjuk a parcellánkénti 40 növény légszáraz lombsúlyának alakulását, valamint a termés csökkenést okozó kezelésekben a szárazanyag % és a bonitálások eredményeit. Amint a táblázatban látható a nagyobb Cr és Se terhelésnél a növények kipusztultak vagy erős termés csökkenés lépett fel, míg a többi 11 elem adagja szignifikáns lombvesztéshez nem vezetett.

A lomb ebben az időben 17 % szárazanyaggal rendelkezett a kezeletlen talajon, mely a mérgezést okozó Cr és Se terheléssel 8-9 %-ra süllyedt. Ennek oka az elhúzódó kelés és lassú fejlődés volt, a Cr és Se kezelésekben a répa lombja fiatalabb és nedvdúsabb maradt, már ahol kikelt. Amint az állománybonitálások mutatják a Cr és Se kezelésekben az állomány gyengén fejlődött. A gyomok hasonlóképpen érzékenyek voltak a Cr és Se szennyezésre, sőt a Hg és As terhelés hatására is csökkenő gyomosodást észleltünk. A bonitálásokat 20 nappal korábban végeztük (107. táblázat). Lássuk a lombanalízis eredményeit.

A 2.5 hónapos lomb legnagyobb mennyiségben a Sr, Ba, Al földfémeket halmozta fel a kezeletlen talajon, ezt követte a Zn és Cu koncentráció. Nem volt kimutatható az As, Cd, Hg és Mo, ill. mindössze 1 ppm alatti mennyiségben a Cr, Ni és Pb. Terhelés hatására sem változott bizonyíthatóan az Al és a Cu tartalom a föld feletti hajtásban. Mérsékelt, 10 ppm alatti felhalmozást mutatott a szennyezett parcellákon az As, Hg, Ni és Pb, mozgásuk szintén korlátozott a növényben. A maximális terhelés nyomán azonban a Cd mennyisége elérte a kereken 19, a Ba 148, a Zn 150, Sr 280, míg a Mo az 1567 ppm értéket (108. táblázat).

Amennyiben az egyes elemek dúsulását kísérvük figyelemmel megállapítható, hogy a méréshatár körüli vagy alatti, csak nyomokban található szennyezők nagyságrendekkel dúsulnak a nagyobb terhelés nyomán. E tekintetben az 1.3 ppm As tartalom is abnormális, akár százszoros dúsulást takarhat. Hasonló a helyzet a Cd és Hg esetében. A Se ezerszeres, míg a Mo tizezerszeres, tehát e két elem 3-4 nagyságrendbeli akkumulációkat jelez a termőhely normális viszonyaihoz

képest. Összefoglalóan elmondható, hogy a dúsulás elemenként eltérő képet mutat és azon nyomokban előforduló szennyezőknél lehet a leginkább kiugró, ahol a természetes szint rendkívül alacsony. E meszes talajon a Se és Mo extrém módon mozgékonyá válhat és a hajtásban akkumulálódhat (108. táblázat).

107. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa fejlődésére és termésére
 Meszes csernozjom talaj, 1992. 06. 29.
 (Gyombonitálás: 1992. 06. 09.)

Elem jele	Kezelés 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz lombsúly, g/40 növény						
Al	86	86	95	76		86
As*	96	80	98	67		85
Ba	84	93	75	82		84
Cd*	94	74	81	88		84
Cr	54	33	-	-		22
Cu	78	87	75	72	36	78
Hg*	86	78	91	91		86
Mo	78	55	73	59		66
Ni	67	73	85	70		73
Pb	76	91	101	80		87
Se*	58	70	23	-		38
Sr	64	64	58	70		64
Zn	63	70	60	77		67
Lomb légszáraz anyag %-a*						
Cr	17	8	-	-		12
Mo	17	17	16	22	5	18
Se*	17	16	9	(-)		14
Bonitálás állományra (1=igen gyenge, 5=igen jó állomány)						
Cr	4.5	2.5	1.5	1.0		2.4
Mo	4.0	5.0	5.0	3.0	1.5	4.3
Se*	4.5	3.0	1.0	1.0		2.4
Bonitálás gyomosságra (1=kevés gyom, 5= erősen gyomos)						
As*	4.5	4.0	2.5	2.0		3.3
Cr	4.5	4.5	1.0	1.0	1.5	2.8
Hg*	4.0	4.5	1.5	1.5		2.9
Se*	5.0	2.0	1.0	1.0		2.3

* A légszáraz anyag, valamint a bonitálás adatait csak a szignifikáns változást mutató kezelésekben közöljük. Az egyidőben szedett gyom-minták átlagos szárazanyag tartalma 12 % volt.

(-) A növényállomány gyakorlatilag kipusztult

108. táblázat

Kezelések hatása a légszáraz sárgarépa lomb összetételére a gyökérképződés előtt, kb 2.5 hónapos korban, 1992. 06. 29-én

Elem jele	Kezelés 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	33	40	28	30	12	33
As*	0.0	0.0	0.0	1.3	-	0.4
Ba	37	56	80	148	7	80
Cd*	5	8	11	19	2	11
Cr	0.1	0.4	-	-	-	0.2
Cu	8.0	10.2	8.5	10.6	2.5	9.3
Hg*	0.0	0.0	5.0	8.8	1.6	3.4
Mo	0.0	442	830	1567	86	710
Ni	0.5	2.2	4.6	6.7	0.4	3.5
Pb	0.9	0.8	0.8	4.2	1.1	1.7
Se*	60	103	161	-	26	108
Sr	100	142	194	280	25	179
Zn	29	49	88	150	19	79

* A kontroll talajon mért As, Cd, Co, Hg, Mo, Se 0.1 ppm alatt maradt.
 - Értékelhető lombtermés nem volt

A Se és a Mo fontos esszenciális elem, de ilyen mérvű dúsulásuk az állatok vagy ember mérgezését okozhatja. Lássuk hogyan változnak az egyéb esszenciális makro- és mikroelemek koncentrációi a szennyezett talajon? Befolyásolja-e a talajszennyezés más fontos tápelemek felvételét? A 109. táblázatban csak azon elemeket és kezeléseket mutatjuk be, ahol érdemi módosulások figyelhetők meg. Így pl. az ösz-szes N % tendenciájában nő az As, Hg, Se terheléssel. Sokkal figyelemreméltóbb ennél a NO₃-N emelkedése, mely arra utal, hogy a tartalék tápanyag NO₃ beépülése akadályozott a növényben. Az As és Se szennyezés a Na és részben a Zn koncentrációkat is növelte. A Na emelkedés könnyen magyarázható, hiszen az As és Se adagolása Na-sók alakjában történt. A Se x Zn szinergizmus még megerősítést igényel.

109. táblázat

Némely kezelés hatása az egyéb esszenciális elemtartalomra a változást okozó kezelésekből.

**Sárgarépa légszáraz lomb 1992. 06. 29-én, gyökérképződés előtt.
 Meszes csernozjom, Nagyhörcsök**

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
N %						
As*	3.47	3.22	3.79	4.14	0.61	3.65
Hg*	3.59	3.52	3.87	4.01		3.74
Se*	3.56	3.71	4.03	-		3.77
NO ₃ -N %						
As*	0.81	0.76	1.30	1.44	0.45	1.08
Hg*	0.90	0.89	1.39	1.29		1.12
Se*	0.61	1.14	1.27	-		1.01
Na %						
As*	0.44	0.56	0.73	0.71	0.12	0.61
Hg*	0.49	0.56	0.43	0.33		0.45
Se*	0.70	0.95	1.03	-		0.89
Zn ppm						
As*	49	50	46	53	29	50
Cd*	23	31	22	20		24
Se*	22	44	64	-		43

A kísérlet átlagában az alábbi esszenciális elemkoncentrációkat kaptuk:

N	= 3.47 %	Ca	= 3.15 %	Fe	= 113 ppm
NO ₃ -N	=0.87 %	K	= 2.51 %	Mn	= 145 ppm
S	=0.55 %	Mg	= 0.57 %	Zn	= 39 ppm
P	=0.37 %	Na	= 0.48 %	B	= 36 ppm

Az aszályos évben magas N, NO₃-N, S, Ca és Na tartalmak adód-tak ezen a meszes talajon. A tenyésztő közepét jelentő gyökérképző-dés előtti periódusban a lomb optimális összetétele irodalmi adatok szerint (In: Bergmann és Neubert 1976) az alábbi: N = 2-3 %, NO₃-N = 0.1-0.3 %, P = 0.2-0.4 %, K = 2.5-3.5 %, Ca = 1.5-3.5 %, Mg = 0.4-0.5 %, B = 30-200 ppm, Cu = 7-9 ppm, Fe = 120-300 ppm, Mn = 70-200 ppm, Mo = 0.5-1.5 ppm, Zn = 50-200 ppm. A Zn trágyázás kifejezetten előnyösnek mutatkozott tehát ezen a felvehető Zn-ben rosszul ellátott talajon. Az esszenciális makro- és mikroelemek koncentrációit az ugyancsak 1992-ben a meszes Duna-Tisza közti homokon termelt (NPK kísérlet) sárgarépa lomb átlagos összetételéhez is viszonyíthatjuk. Mintavétel azonos módon és fejlődési fázisban történt, a mintákat ugyanazon labor vizsgálta. A meszes

homokon termett répalomb alacsonyabb N, NO₃-N, S, Ca és Na, valamint magasabb K tartalmat jelzett, az irodalmi optimumokat alátámasztva.

14.2. A gyomosodás és a gyomösszetétel alakulása (Kádár Imre, Radics László)

Június 9-én a sárgarépa és a gyomok együttesen 40-60 % körüli talajfedettséget produkáltak, mely az As, Cr, Hg, Se kezelésekből igazolhatóan csökkent a terheléssel. A sárgarépa lombja mindössze 3-5 %-ot jelentett akkor, a gyomirtás előtt. A nagyobb Cr és Se adagoknál nemcsak a répa pusztult ki, hanem a gyomnövényzet is, azaz totális gyomirtóként hatott a két elem sója. Az 5-6 gyomfaj közül az amaranthus és a chenopodium fajok uralkodtak, melyek %-os arányának változását külön is megbecsültük (110. táblázat).

Átlagosan 1-1 m² terület felhasználásával parcellánként gyommin-tákat vettünk (föld feletti hajtás) és meghatároztuk azok összetételét. Amint a 111. táblázat adataiból látható, ezek a kétszikű gyomok a répalombhoz viszonyítva nagyságrenddel több Al-ot akkumuláltak és magasabb As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, Sr tartalmat mutattak. Az átlagos Mo és Se koncentrációk viszont a sárgarépa levelében emelkedtek meg. Kezeletlen talajon az As, Hg, Mo, Se 0.1 ppm alatt maradt a gyomok hajtásában, hasonlóan a sárgarépa levelében megfigyeltékhez. Összességében az is megállapítható, hogy a talajterhelés mértékét a gyomok is jelezni képesek. A szennyező elemek koncentrációi hasonló módon vagy nagyságrendben emelkedtek a gyomok hajtásában, mint a répa levelében.

Ami a gyomok átlagos tápelemtartalmát illeti látható, hogy az összes N a 4 %-ot is eléri, de a NO₃-N aránya jelentéktelen maradt a répához viszonyítva. A gyomok képesek voltak a felvett N-t beépíteni szerves vegyületekbe, a tartalék tápanyag nitrátot intenzívebben hasznosították. A P/S arányát tekintve gyomoknál a P túlsúlya domináns a répalommal ellentétben. Intenzívebb a Ca, K, Mg kationok felhalmozása, míg a Na közismerten a répafélékben akkumulálódik. A

110. táblázat

Kezelések hatása a gyomosodásra és a fedettségre
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 06. 09.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Átlag
	0/30*	90	270	810		

Gyom + sárgarépa fedettség, %

As*	58	52	36	30		44
Cr	63	55	9	-	29	43
Hg*	39	33	8	4		21
Se*	49	52	3	-		35
Sárgarépa fedettség, %						
As*	2.0	2.5	2.6	3.3		2.6
Cr	4.6	2.6	0.8	-	2.1	2.7
Hg*	4.5	3.8	2.3	2.3		3.2
Se	3.0	2.8	0.8	-		2.2
Gyomfajok száma, db						
As*	5.5	6.5	5.0	7.0		6.0
Cr	5.5	6.0	4.5	-	3.2	5.3
Hg*	5.5	5.0	4.5	4.5		4.9
Se*	6.0	7.0	2.0	-		5.0
Amaranthus blitoides, %						
As*	31	34	32	23		30
Cr	50	32	0.3	-	30	28
Hg*	32	21	3	0.5		14
Se*	12	44	2	-		20
Chenopodium album + hybridum, %						
As*	5.4	13.1	0.2	0.4		4.8
Cr	6.6	12.3	4.9	-	12	7.9
Hg*	1.1	4.0	0.4	-		1.8
Se*	29.9	0.5	0.0	-		10.2

- A növényállomány kipusztult

mikroelemek közül a gyomok több Fe, Mn, B felvételére képesek, különösen kiugró a Fe 800 ppm feletti koncentrációja. A genetikai különbségek tehát nem elhanyagolhatók a gyomok és a répa összetételében (110., 111. táblázat).

111. táblázat

Kezelések hatása a gyomok légszáraz hajtásának összetételére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991. 06. 11., ppm

Elem	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha	SzD _{5%}	Átlag
------	-------------------------------	-------------------	-------

jele	0/30*	90	270	810		
Al	404	321	796	482	565	533
As*	0.0	0.0	0.5	4.6	2.0	1.3
Ba	24.4	38.6	66.0	124.2	25.0	63.1
Cd*	12.6	16.2	17.8	18.6	1.3	16.3
Cr	0.2	4.5	10.8	-	1.5	5.1
Cu	8.2	9.5	12.4	23.0	3.5	13.3
Hg*	0.2	2.5	22.0	23.4	5.7	12.0
Mo	0.0	146	286	550	43	245
Ni	1.4	7.9	10.5	19.2	2.7	9.8
Pb	0.9	3.4	4.2	5.2	2.5	3.4
Se*	25.3	40.8	56.4	-	15.5	40.8
Sr	161	244	382	578	63	401
Zn	29	44	72	124	10	68

- A növényállomány kipusztult

A kontroll talajon az As, Hg, Mo, Se méréshatár alatt maradt.

Az esszenciális elemekben mért átlagos tartalmak az alábbiak voltak:

N = 4.00 %	Ca = 3.86 %	Fe = 823 ppm
NO ₃ -N = 0.10 %	K = 4.10 %	Mn = 101 ppm
P = 0.52 %	Mg = 0.86 %	B = 21 ppm
S = 0.34 %	Na = 170 ppm	Co = 0.48 ppm

14.3. A sárgarépa gyökér- és lombtermések vizsgálata betakarításkor

Az aszályos év eredményeképpen alacsony terméseket kaptunk. A nyers gyökér tömege 12-19 t/ha között ingadozott a kezeletlen talajon. Mérsékelt termésdepressziót jelzett a legnagyobb adagú As kezelés, közepesen fitotoxikus volt a növekvő Hg terhelés, valamint erősen mérgezőnek mutatkozott a Se és különösen a Cr. A Cr és Se szennyezés a növények teljes pusztulását eredményezte egyes parcellákon. Ugyanakkor figyelemre méltó, hogy a 13 vizsgált elemből csak 4 okozott bizonyíthatóan károsodást a répában. Olyan közis-merten mérgezőnek tekintett szennyező nehézfémek, mint a Cd, Cu, Mo, Ni, Pb, Zn nem vagy alig csökkentették a gyökér termését (112. táblázat).

112. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa termésére betakarításkor
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07.

Elem jele	Kezelés 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Nyers gyökertermés, t/ha						
Al	15.3	15.6	16.1	14.2		15.3
As*	17.6	15.1	19.0	13.3		16.2
Ba	14.9	14.7	17.1	17.8		16.1
Cd*	16.7	15.6	15.1	16.7		16.0
Cr	13.0	7.1	-	-		5.0
Cu	14.0	15.6	14.1	12.3	4.8	14.0
Hg*	18.6	15.3	13.8	10.8		14.6
Mo	16.0	11.4	14.2	13.1		13.7
Ni	12.7	14.9	16.1	12.8		14.1
Pb	15.8	15.7	15.9	17.1		16.1
Se*	12.8	14.4	7.2	-		8.6
Sr	19.5	14.9	15.7	15.8		16.5
Zn	11.9	14.3	16.0	15.6		14.4
SzD5%			4.6			2.8
Átlag	15.6	14.2	13.8	12.2	1.3	14.0

- Értékelhető termés nem volt

A terméseszköket okozó kezelések hatását külön is elemezhetjük a 113. táblázat adatai kapcsán. Amint látható a lomb 30 %, a gyökér 18 % körüli légszáraz anyagot tartalmaz betakarítás idején, amely egyértelműen nem változik a kezelések hatására. A lomb/gyökér légszáraz tömegének aránya érdemben szintén nem módosul az egyes kezelésekben. A lomb a gyökértermés szárazsúlyának 40-50 %-át tette ki. A 12-19 t/ha nyers gyökértermés mindössze 2.5-3.5 t/ha légszáraz gyökérsúlyt reprezentált a kezeletlen parcellákon. Megjegyezzük, hogy a kísérlet átlagában a gyökér kereken 2.7, míg a lomb 1.3 t/ha légszáraz termést adott. A 4.0 t/ha összes légszáraz hozamból tehát a gyökér 68, míg a lomb 22 %-kal részesült.

Amint a 114. táblázatban látható, a friss termésben más arányok adódnak. A nedvdúsabb gyökér a 15-25 t/ha összes termés csaknem 4/5-ét tette ki a kísérlet átlagában. A zöld lomb tömege átlagosan 3-5 t/ha mennyiséget jelentett. Betakarításkor a gyökerek száma 170-190 ezer db/ha között ingadozott a kezeletlen talajon. A terméseszköket-

főképpen az egyedszám mérséklésében nyilvánult meg, a növények száma mind a 4 toxikus elem hatására igazolhatóan lezuhant. A növények pusztulása már a korai fejlődési szakaszban, a kelés idején jelentkezett. E téren a Cr bizonyult a legkifejezettebben mérgezőnek, már a 90 kg/ha adagnál a növények egyedszáma felére csökkent. A gyökerek átlagos friss tömege 100-120 g/db körül alakult a kezeletlen parcellákon és a terheléssel általában nem változott a súlyuk egyértelműen. A kiritkult állomány a megmaradt egyedek növekedésének részben kedvezett, az élettér megnőtt. Ez a tendencia nyilvánult meg az As és a Se 270 kg/ha adagjáig, tehát a terhelés egy szintjéig.

A sárgarépa lomb betakarításkori összetételéről a 115. táblázat nyújt tájékoztatást. A június végén mért lombhoz viszonyítva megállapítható, hogy az Al és a Cr koncentrációja nagyságrenddel nőtt meg, valamint a Ba tartalma is megduplázódott a kontroll talajon. Úgy tűnik, hogy az előregedő lomb ezen elemet felhalmozza. Az As, Cd, Hg, Mo, Se továbbra is 0.1 ppm alatti tartományban maradt a szennyezetlen parcellákon, valamint nem változott érdemben a Cu, Sr, Zn mennyisége sem. Az egyes elemek dúsulása hasonló tendenciákat mutat mint júniusban, tehát a kezeléshatások jellege, iránya és mértéke lényegében nem változott vagy hasonló volt.

Alig 1-2 vagy néhányszoros koncentráció növekedést mutatott az erősen szennyezett talajon az Al, Ba, Cr, Cu, Sr és a Zn. Bár nagyságrendi dúsulást jelzett, mégis a 10 ppm körüli maximumon maradt az As, Cd, Ni, Pb, azaz mozgásuk korlátozott a talaj-növény rendszerben.

113. táblázat

A terméscsökkenést okozó kezelések hatása a sárgarépa
termésjellemzőire

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07-én

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz anyag %, lomb						
As *	30	31	31	29	5	30
Cr	33	30	-	-		31
Hg*	30	32	30	29		30
Se*	30	28	25	-		28
Légszáraz anyag %, gyökér						
As*	18	17	18	19	3	18
Cr	19	17	-	-		18
Hg*	18	18	18	17		18
Se*	18	19	18	-		18

Lomb/gyökér aránya, légszáraz súlyok					
As*	0.46	0.55	0.55	0.57	0.53
Cr	.49	.58	-	-	0.13 .53
Hg*	.45	.56	.42	.46	.47
Se*	.44	.46	.52	-	.47
Gyökér légszáraz anyag hozam, t/ha					
As*	3.1	2.6	3.3	2.5	2.9
Cr	2.5	1.2	-	-	0.9 1.9
Hg*	3.3	2.8	2.0	2.4	2.6
Se*	2.3	2.7	1.3	-	2.1
Összes légszáraz anyag hozam, t/ha					
As*	4.6	4.0	5.2	4.0	4.4
Cr	3.7	1.9	-	-	1.2 2.8
Hg*	4.8	4.4	2.8	3.4	3.9
Se*	3.4	4.0	2.0	-	3.1

- A növényállomány kipusztult

114. táblázat

A termés csökkenéshez vezető kezelések hatása a sárgarépa
termésjellemzőire
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Zöld lombtermés, t/ha						
As*	4.95	4.55	5.93	4.88	1.70	5.08
Cr	3.64	2.40	-	-		1.51
Hg*	5.00	4.97	2.72	3.67		4.09
Se*	3.41	4.56	2.66	-		2.66
Gyökér 1000 db/ha						
As*	174	164	184	112	57	158
Cr	170	77	-	-		62
Hg*	190	152	96	136		144
Se*	162	129	62	-		88
Nyers gyökér g/db						
As*	101	92	103	118	33	104
Cr	76	92	-	-		42
Hg*	98	100	143	79		105
Se*	79	112	116	-		77
Lomb/gyökér aránya, friss súlyok						
As*	0.28	0.30	0.31	0.37	0.10	0.32
Cr	.29	.33	-	-		.31
Hg*	.27	.32	.26	0.27		.28
Se*	.27	.32	.37	-		.32
Összes friss termés (lomb+gyökér) t/ha						
As*	22.6	19.7	24.9	18.2	7.0	21.4
Cr	16.6	9.5	-	-		6.5
Hg*	23.6	20.3	16.5	14.2		18.6
Se*	16.2	19.0	9.9	-		11.3

- Növényállomány kipusztult

A Hg elérte a 17, a Se 64, míg a Mo a 434 ppm értéket. Meg kell említeni, hogy a korai mintákban a Hg kereken 9, a Se 161, a Mo 1567 ppm

értéket mutatott. A lomb szennyezettsége tehát a korral nőtt a Hg, valamint jelentősen csökkent a Se és Mo esetében. Úgy tűnik, hogy a növények képesek voltak kiválasztani a közegbe a Se és Mo felesleg egy részét. A maximális növényi elemtartalmakat vizsgálva a két mintavételi időben megállapítható, hogy az Al, As, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sr koncentráció nőtt az előregedő lombban, míg a Cd, Mo, Se, Zn csökkent (115. táblázat).

115. táblázat

Kezelések hatása a légszáraz sárgarépa lomb összetételére betakarításkor
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07-én

Elem jele	Kezelés 0/30*	1991.tavaszn, kg/ha 90	270	810	SzD5%	Átlag
Levélben, ppm						
Al	400	458	466	800	345	574
As*	0.0	0.0	0.9	3.6	-	1.1
Ba	79	99	116	131	8	106
Cd*	2.9	4.2	6.6	11.2	1.6	6.2
Cr	0.9	4.0	-	-	0.6	2.4
Cu	7.0	7.1	8.0	17.4	2.0	10.8
Hg*	1.0	1.2	9.3	16.9	14.3	7.1
Mo	0.0	117	270	434	33	205
Ni	0.4	1.8	4.3	11.9	1.5	4.6
Pb	0.8	3.1	5.3	7.8	3.1	4.3
Se*	24	38	64	-	15	42
Sr	130	182	216	340	41	217
Zn	27	30	32	83	15	43

Kontroll talajon az As, Cd, Hg, Mo, Se tartalom méréshatár alatti. A kísérlet átlagában az alábbi esszenciális elemkoncentrációkat mértük:

N	= 3.48 %	Ca	= 4.99 %	Fe	= 633 ppm
NO ₃ -N	= 0.88 %	K	= 0.42 %	Mn	= 181 ppm
S	= 0.32 %	Mg	= 0.73 %	Zn	= 15 ppm
P	= 0.14 %	Na	= 0.31 %	B	= 23 ppm
				Co	= 0.39 ppm

- Értékelhető termés nem volt.

Az esszenciális makro- és mikroelemek tekintetében szintén jelentős változások figyelhetők meg a korai mintavételhez viszonyítva. Drasztikusan lecsökkent a S, P, K, Na, Zn, B átlagos mennyisége, míg a Ca, Mg, Fe, Mn az előregedés elemei voltak. Összefoglalóan arra a következtetésre juthatunk, hogy míg az esszenciális elemek nagyobb része csökkenő koncentrációt mutat az előregedő levélben (hígulás, újrahasznosulás a fiatal szervekbe történő átvándorlással, kilúgzódás

esővel stb.), addig a szennyezők nagyobb része határozottan akkumulálódik a növény korával, az expozíciós idővel. A N és a $\text{NO}_3\text{-N}$ mennyisége nem változott a két mintavétel idején, a csapadékhiány ugyanis a tenyészidő második felében is fennállott. A hígulás nem jelentkezett, az alacsony termés felhalmozta a tömegárammal bejutó, a talajoldatban is felhalmozódó nitrátot. A feleslegben felvett N egy részét a növények nem voltak képesek szerves anyagaikba építeni az extrém aszály miatt.

A gyökér egy nagyságrenddel kevesebb Al-ot és 1/5 annyi Ba-ot tartalmaz, mint a lomb. Ugyszintén szegényebb a Cr, Ni, Sr, Zn elemekben is. Az elemek egy része a kontroll talajon termett gyökér-ben a lombozhoz hasonlóan 0.1 ppm alatti tartományban a kimutathatósági határ alatt található: As, Cd, Cr, Hg, Ni, Mo. Kevésbé jelentkezik a szennyezés okozta dúsulás is. Egyáltalán nem bizonyítható a növekvő terhelés hatása az Al, As, Pb koncentrációkban, ill. nem jelentős és a statisztikailag bemutatott hibahatárt mérsékelten lépi túl a Ba, Cu, Ni esetében. Az As és Cr mérgezés szinte abszurdnak tűnik a gyökér-elemzés alapján, hiszen a gyökerekben jószorival ki sem mutathatók ezek a szennyezők (116. táblázat).

Mérsékelt 1.5-2-szeres dúsulást mutat a Zn és a Sr, 10 ppm alatt marad a Cd, Ni, Pb koncentrációja. Utóbbi elemek abszolút tartalma ugyan az erősen szennyezett gyökérben is alacsony, de ez több nagyságrendbeli emelkedést tükröz és a terméket emberi vagy állati fogyasztásra alkalmatlanná teszi. Emlékeztetőül, a friss vagy fagyasztott zöldségre a hazai szabvány az alábbi maximális tartalma-kat engedélyezi a 8/1985. (X.21.) EüM rendelet alapján: As 0.5, Hg 0.01, Pb 0.3, Cd 0.03 mg/kg. A 116. táblázat adatait ötten elosztva, a gyökér 18 % körüli szárazanyag tartalmát friss anyagra számolva, becsülhető a termés szennyezettsége, ill. a fogyasztásra való alkalmassága. A rendelet más elemekre ilyen orientáló határkoncentrációkat nem közöl.

Mindenesetre megállapítható, hogy az As terhelés nem tette fogyasztásra alkalmatlanná a gyökértermést. A Hg koncentrációja ugyanakkor 4-5-ezerszeresen haladta meg az engedélyezettet a maximális terhelés nyomán. Az Pb terhelés e tekintetben mérsékelt hatású e talajon, mindössze 2-3-szoros határérték túllépést eredményezett. A Cd szennyezés közbülső helyet foglalt el mintegy 40-50-szeres határkoncentrációt mutatva. A fentieken túl mérgezőnek és élettanilag elfogadhatatlannak minősíthető a sokezerszeresére nőtt Mo és Se akkumuláció. Mindkét elem esszenciális az állat és az ember számára, hiperakkumulációjuk e talajon külön figyelmet érdemel, hiszen szinte korlátlanul feldúsulhatnak a táplálékláncban.

116. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa légszáraz gyökerének összetételére
betakarításkor

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07-én, ppm

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	32.0	29.7	35.2	31.1	16.7	32.0
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba	18.2	21.9	21.6	26.9	6.6	22.1
Cd*	1.2	3.1	5.4	5.8	0.7	3.9
Cr	0.0	0.2	-	-	-	0.0
Cu	8.0	10.4	10.4	12.3	2.0	10.3
Hg*	0.0	0.5	13.4	23.8	8.2	9.4
Mo	0.0	20.6	54.5	99.3	8.9	43.6
Ni	0.0	1.7	2.2	3.1	1.2	1.7
Pb	1.9	3.6	4.1	4.1	2.3	3.4
Se*	16.0	32.8	62.9	-	3.4	37.2
Sr	20.1	25.3	24.7	37.2	5.3	26.8
Zn	18.2	19.4	23.4	34.3	4.8	23.8

Kontroll talajon az As, Cd, Cr, Hg, Ni, Mo, Se méréshatár alatti. Az esszenciális elemekben az alábbi átlagos koncentrációkat mértük:

N	= 1.95 %	Ca	= 0.35 %	Fe	= 58 ppm
NO ₃ -N	= 0.13 %	K	= 1.24 %	Mn	= 19 ppm
P	= 0.35 %	Mg	= 0.21 %	B	= 17 ppm
S	= 0.18 %	Na	= 0.66 %	Co	= 0.26 ppm

- Értékelhető termés nem volt.

Ami az egyéb esszenciális makro- és mikroelemek átlagos mennyiségét illeti látható, hogy a lombbal összehasonlítva a gyökér szegényebb N, NO₃-N, S, valamint gazdagabb P vegyületekben. A S/P aránya a gyökérben megfordul, a P túlsúlya érvényesül. Egy nagyságrenddel csökken a Ca mennyisége, viszont a K %-a megháromszorozódik. A levél Ca/K aránya 12-szeres átlagos Ca túlsúlyt jelez, mely a gyökérben csaknem 4-szeres K/Ca túlsúlyra módosul. A gyökér intenzíven halmozza fel a szénhidrátokat, a szénhidrátok szintézise K-igényes folyamat. Harmadára csökken a Mg %, valamint megduplázódik a Na mennyisége. A lomb több mint kétszeres Mg/Na aránya a gyökérben háromszoros Na túlsúlyra változik. A répafélék közismerten Na-kedvelő növények, a Na azonban a gyökérben marad és nem vándorol a levélbe. A mikroelemek

közül nagyságrenddel csökken a gyökér Fe és Mn tartalma, míg a Cu, Zn, B koncentrációk közelállóak (116. tábl.)

14.4. Kezelések hatása a gyökér minőségére (Kádár Imre, Daood Hussein és Biacs Péter)

A sárgarépa kiváló étrendi hatású takarmány és gyökérzöltség, magas karotintartalma jelentős. A-vitamin forrásul szolgál. Felmerül a kérdés, hogy az essenciális elemek, melyek egyben jelentős szennyezőknek is bizonyultak és intenzíven felhalmozódtak a gyökérben, mennyiben befolyásolják a karotinoidok mennyiségét és összetételét? A Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidkémiai Laboratóriumában elvégeztük a Mo, Se és Zn kezelésekben termett friss répagyökerek analízisét. Az elemzések céljára parcellánként 20-20 átlagos gyökeret (összesen 24 parcella ill. 12 kezelés) választottunk ki véletlenszerűen.

A karotinoidok vizsgálata a figyelem középpontjába került sokoldalú biológiai funkcióikból eredően. Az újabb kutatások szerint nemcsak a fotoszintézist segítik a fény abszorpciójával és a fényenergia szállításával, hanem a klorofill oxidatív károsodása ellen is védelmet nyújtanak. Együtt képződnek a klorofillal a kloroplasztiszokban és mint antioxidánsok (H^+ donorok) a telítetlen zsírsavakra is hatnak. A klorofillhoz szerkezetileg is kapcsolódnak, de míg a klorofill fehérjékhez kötött, ezek a pigmentek konjugált kettős kötéseikben csak C-atomot tartalmaznak. Vízben nem, de zsírban oldódnak. A béta-karotin szimmetrikus felépítésű és ezért optikailag inaktív, de széthasadva két A-vitamint képezhet. Az alfa-karotin aszimmetrikus, így optikailag aktív (a polarizált fényt jobban forgatja), de 50 %-kal kevesebb A-vitamin forrást jelent.

Amint a 117. táblázatban látható, a gyökér rendkívül gazdag karotinoidokban, különösen a béta-karotin mennyisége számottevő. Koncentrációját a Mo terhelés nem módosította érdemben. Az extrém Se felvétel és a Zn terhelés, legalábbis a 270 kg/ha adag szintjéig, növelte a béta karotin mennyiségét. Az alfa-karotin képződését a nagyobb Mo szennyezés már gátolta, míg a Se és Zn terheléssel igazolhatóan és jelentősen (a kontrollhoz viszonyítva mintegy 50 %-kal) nőtt a koncentrációja.

117. táblázat

A Mo, Se, Zn kezelések hatása a sárgarépa (Vörös óriás) gyökér karotin tartalmára.

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07.
(mg/kg friss anyagban)

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Béta karotin						
Mo	56	61	56	47	6	55
Se*	55	64	75	66		65
Zn	54	57	79	71		65
Alfa karotin						
Mo	35	43	38	28	7	36
Se*	35	37	39	51		40
Zn	34	38	45	54		43
Lutein						
Mo	5.4	7.0	4.1	3.4	0.9	5.0
Se*	5.2	5.4	6.0	6.3		5.7
Zn	5.0	5.6	6.5	9.2		6.6
Összes karotinoida						
Mo	96	109	98	79	13	96
Se*	98	103	111	132		111
Zn	99	114	139	122		119

Forrás: Biacs, P. - Daood, H.G - Kádár, I. (1995): Effect of Mo, Se, Zn and Cr treatments on the yield, element concentration and caroteonid content of carrot. J. Agric. Food Chem. 43: 589-591.

Figyelemre méltó, hogy a maximális Se terhelésnél a béta karotin tartalom a közepeshez képest jelentősen lezuhan, míg az alfa karotin mennyisége hasonló nagyságrendben megnő. Úgy tűnik, hogy a béta karotin átalakul alfa karotinná. Jelentőségét az adja e folyamatnak, hogy ezzel az A-vitamin mennyisége is csökken a gyökérben, hiszen az alfa karotin A-vitaminban szegény. A nagyobb Mo terhelésnél a lutein képződése is gátolt, míg a mérsékeltebb szennyezés serkentő hatásúnak mutatkozott. A Se nem hatott drasztikusan a lutein tartal-mára, bár egyenletes pozitív hatása igazolható. A Zn trágyázás látványosan stimulálta a lutein képződését ezen a Zn-szegény talajon.

Megállapítható, hogy a karotinoidok összes mennyisége az extrém Mo túlsúly nyomán mintegy 20 %-kal csökkent, míg az erősebb Se és Zn terheléssel 20-30 %-kal emelkedett. A szennyezés tehát nemcsak a mikroelemek ill. ásványi összetevők mennyiségében tükröződik, hanem a szerves asszimiliták változásán, azaz a termék egyéb minőségi jellemzőin is. Összefoglalóan arra is utalnunk kell, hogy a répa gyökere genetikailag védettebb a káros elem dúlásuktól. Elsősorban a lomb akkumulálhatja a

mikroelemeket toxikus mértékben, különösen ha leka-szálla takarmányként hasznosítják.

14.5. A sárgarépa termésével felvett elemek mennyisége

Szennyezetlen talajon a gyökértermésbe épült kereken 86 g Al, 70 g Sr, 50 g Ba, 48 g Zn és 22 g Cu ha-onként. Az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Se, Ni mennyisége 0.1 g alatt maradt, míg az Pb felvétele 1 g/ha körül alakult. A maximális terhelés eredményeképpen sem jelentkező számottevő emelkedés a felvett elemek mennyiségében az Al, As, Ba, Cr, Cu, Sr esetében, bár közülük a Ba és a Sr változása statisztikailag is igazolható. Nagyságrendi növekedést mutatott viszont az erősen szennyezett talajon a Ni = 7, Pb = 11, Cd = 18, Hg = 56, Se = 80, Mo = 208 g/ha maximumokkal. A felvett Zn mennyisége is meg-duplázódott a terhelés nyomán, elérve a 100 g/ha mennyiséget (118. táblázat).

Az egyéb esszenciális elemek közül a N és K beépülése számottevő 30-50 kg körüli, a Na kereken 18, Ca és P 9, S és Mg 5 kg/ha átlagos mennyiséggel. A mikroelem Fe felvétele 154, a Mn 51, a B 45 g/ha átlagértéket jelentett, míg a Co 1 g/ha alatt maradt. Amint a 119. táblázatban látható a lomb egy nagyságrenddel több Al-ot akkumulált, mint a gyökér. Lényegesen nagyobb volt szennyezett talajon az As, Ba, Cr, Mo, Ni, Sr kivonás is a föld feletti lombbal, míg a Cu, Hg, Se maximumok nem érték el a gyökérbeni értékeket. A Cd, Pb, Zn megközelítően fele-fele arányban oszlott meg a lomb/gyökér között. Az egyéb esszenciális elemeknél kiugróan magas a lomb átlagos Ca, Mg, Fe, Mn felvétele a gyökérhez viszonyítva.

118. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa gyökértermésében felvett elemek mennyiségére

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07. g

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	86.1	84.3	95.5	78.7	42.8	86.1
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba	50.1	61.5	66.6	85.0	21.8	65.8
Cd*	3.5	8.5	15.1	17.6	2.0	11.2
Cr	0.0	0.2	-	-	-	0.1
Cu	22.4	30.0	27.0	26.7	8.4	27.9

Hg*	0.0	1.4	26.1	56.4	4.2	21.0
Mo	0.0	37	122	208	25	92
Ni	0.0	4.8	6.4	7.0	3.5	4.6
Pb	0.9	4.5	6.2	10.7	3.9	5.6
Se*	37.2	90.4	79.9	-	10.2	69.2
Sr	69.9	65.9	70.5	109.3	22.1	78.9
Zn	48.4	49.5	65.1	99.6	19.5	65.6

Az esszenciális elemek felvétele átlagosan az alábbi volt ha-onként:

N	= 51.7 kg	Ca	= 9.2 kg	Fe	= 154 g
NO ₃ -N	= 3.3 kg	K	= 32.9 kg	Mn	= 51 g
P	= 9.1 kg	Mg	= 5.4 kg	B	= 45 g
S	= 4.7 kg	Na	= 17.5 kg	Co	= 0.71 g

- Értékelhető termés nem volt

A gyökér + lomb együttes termésében az alábbi maximumok jelentkeztek csökkenő sorrendben ha-onként: 1 kg Al, 700 g Mo, 500 g Sr, 280 g Ba, 200 g Zn, 140 g Se, 75 g Hg, 45 g Cu, 36 g Cd, 20-22 g Ni és Pb, valamint 3-6 g Cr és As. Az egyéb esszenciális elemek összes felvett mennyisége 96 kg N, 73 kg Ca, 38 kg K, 21 kg Na, 11-15 kg P és Mg, 9 kg S, 1 kg körüli Fe, 280 g Mn, 70 g B átlagadatokkal volt jellemezhető az 1992. évi viszonylag alacsony ha-onkénti termésben. Összességében megállapítható, hogy bár szennyezett talajon nagyságrendekkel is megnőhet a növénybe épült szennyező mikroelem mennyisége, mindez azonban elhanyagolható a talajterhelés mennyiségeihez képest. A talaj tisztulásához, a készlet felezéséhez hosszú évszázadokra vagy évezredekre volna szükség hasonló termések esetén (120. táblázat).

119. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa lombtermésével felvett elemek mennyiségére

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07. g/ha

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	472	680	745	918	494	704
As*	0.0	0.0	1.6	5.6	1.4	1.8
Ba	92	119	125	137	44	119
Cd*	5.7	3.9	8.5	18.0	2.9	9.0
Cr	1.0	2.9	-	-	0.8	2.0

Cu	6.8	11.1	10.7	18.8	3.5	13.5
Hg*	1.4	2.0	7.3	19.0	3.6	7.4
Mo		111	294	476	32	220
Ni	0.4	2.3	6.2	12.7	2.4	5.4
Pb	0.9	4.5	6.2	10.7	3.9	5.6
Se*	25.0	49.2	42.6	-	3.6	38.9
Sr	206	218	274	434	77	283
Zn	29	34	35	102	20	50

Az esszenciális elemek átlagos felvétele az alábbi volt ha-onként:

N	= 44.4 kg	Ca	= 63.7 kg	Fe	= 810 g
NO ₃ -N	= 11.0 kg	K	= 5.3 kg	Mn	= 232 g
P	= 1.8 kg	Mg	= 9.4 kg	B	= 29 g
S	= 4.1 kg	Na	= 3.9 kg	Co	= 0.51 g

- Értékelhető termés nem volt

120. táblázat

Kezelések hatása a sárgarépa gyökér + lomb termésével felvett
összes elem mennyiségére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. 10. 07. g/ha

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	560	764	840	996	500	790
As*	0.0	0.0	1.6	5.6	1.4	1.8
Ba	165	214	214	280	58	218
Cd*	9.1	12.4	23.6	35.6	4.5	20.2
Cr	1.0	3.0	-	-	1.0	2.0
Cu	29.2	37.7	41.1	45.5	10.6	38.4
Hg*	1.4	3.4	33.4	75.4	2.8	28.4
Mo		147	416	684	58	312
Ni	0.4	7.1	12.6	19.7	5.1	10.0
Pb	6.4	13.8	17.3	22.2	7.9	14.9
Se*	62	140	123	-	11	108
Sr	276	284	344	544	93	362
Zn	79	82	100	201	31	115

- Értékelhető termés nem volt

Az esszenciális elemek átlagos felvétele az alábbi volt ha-onként:

N	= 96.1 kg	Ca	= 72.9 kg	Fe	= 964 g
NO₃-N	= 14.3 kg	K	= 38.1 kg	Mn	= 283 g
P	= 10.9 kg	Mg	= 14.8 kg	B	= 74 g
S	= 8.7 kg	Na	= 21.4 kg	Co	= 1.2 g

15. A burgonya kísérlet eredményei 1993-ban

A burgonya kísérletünkben végzett agrotechnikai műveletekről és megfigyelésekről a 121. táblázat tájékoztat. A vetés április 6-án, a betakarítás szeptember 16-án történt Desireé fajtájú burgonyával. A tenyészterület 50 cm sor x 25 cm tötávolságot jelentett. Csak a belső 4-4 sort értékeltük, ill. mintáztuk az áthordások, oldalirányú szennye-zések elkerülése érdekében. A levéldiagnosztikai határkoncentrációk megismerése érdekében lombanalízist végeztünk virágzás kezdetén és végén, valamint a gumótermést elemeztük betakarításkor (összesen 312 minta).

A betakarításkori lomb teljesen elszáradt és a talajjal keveredett, így a megbízható mintavételre nem kerülhetett sor. 1993 tavaszán talajmintákat vettünk a kontroll és a maximális terhelésű parcellák 0-20, 20-40, 40-60 cm rétegeiből. A 13 kezelt + kontroll = 14 x 2 ismételtség = 28 parcellán x 3 mélység = 84 átlagminta analízisével kísé-reltük meg az egyes elemek kilúgzását, esetleges vertikális elmozdulását megbecsülni. A gumótermést ez évben is átadtuk az ÁTE Takarmányozástani Tanszékének etetési kísérletek végzésére, melyet nyulak-kal végeztek el. Május végén, még a virágzást megelőzően országos bemutatón ismertettük a kísérletet. A tenyészidő során végzett bonitálások és levélmintavételek súlyeredményeit hely hiányában csak akkor közöljük, ha érdemi változások jelentkeztek.

A kontroll talajon virágzás kezdetén vett 20-20 zöld levélsúly 80 g, míg a légszáraz tömeg 12 g/parcella átlagos értéket mutatott. Amint a 122. táblázatban látható, súlycsökkenést valójában a Cr és Se kezelés okozott. Az As és Hg terhelés maximumán bekövetkezett változások általában a megbízhatósági határ körül jelentkeznek vagy egyáltalán nem tekinthetők igazolhatóknak. A mérgezésre utaló és elszáradást jelző magasabb szárazanyag %-ok szintén a Cr és Se szennyezés eredményei. Az elmondottak mindkét mintavételi időpont-ban megfigyelhetők. A virágzás elején és végén mért lomb tömege és szárazanyag %-a lényegesen nem tért el sem a kezeletlen, sem a szennyezett parcellákon.

121. táblázat

A burgonya kísérletben végzett agrotechnikai műveletek és megfigyelések
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1992. ősz - 1993. ősz

Munka megnevezése	Időpontja	Megjegyzés
Őszi műtrágyázás	1992. 11. 09.	NPK kézzel szórva
Őszi szántás, egyirányú	11. 09.	MTZ Lajta ekével
Fogasolás	1993. 03. 05.	MTZ-50 + fogas
Kísérlet kitűzése	04. 01.	Kézzel karók kihelyezése
Tavaszi műtrágyázás	04. 02.	N kézzel kiszórva
Kombinátorozás	04. 05.	MTZ-50 traktorral
Sorok kijelölése, vetés	04. 06.	Kézzel, 8 sor/parc.
Kerítés visszahelyezése	04. 25.	Drótháló kifeszítése
Sorok töltögetése	05. 15.	Kézi kapával
Állománybonítálás	05. 20..	Parcellánként
Kísérleti bemutató	05. 27.	Országos, nyilvános
Állománybonítálás	06. 14.	Parcellánként
Levélmintavétel (virágzás elején)	06. 14.	Parcellánként
Bonítálás (virágzás, burgonyabogár)	06. 15.	Parcellánként
Gyomirtás	06.16-18.	Kézi kapálás
Levélmintavétel (virágzás végén)	07. 12.	Parcellánként
Tőszámlálás	09. 06.	Parcellánként 4-4 sor
Betakarítás	09. 16.	Parcellánként 4-4 sor
Talamintavétel (0-60 cm)	11. 10.	28 parcellán

Egyéb adatok, megfigyelések:

Vetőgumó fajtája Desirée, mérete 45-60 mm

Vetés mélysége 8-10 cm, 50x25 cm sor- és tőtávolsággal

Parcellák nettó (értékelt) területe: 4 sor x 6 fm = 24 fm = 12 m²

Burgonyabogár ellen 05. 28-át követően szinte hetente védekeztünk

DIMECRON permetezőszerrel, háti permetezéssel

A szár teljes leszáradása 08. 04-e körül következett be

A bonítálások eredményei is alátámasztják a Cr és Se kifejezett depresszív hatását. Az As és Hg illetően befolyása csak tendencia jelleggel érvényesült. A május 20-án végzett állománybonítálás idején a föld feletti hajtás 15-25 cm körüli magasságot ért el átlagosan. A depressziót okozó kezelésekben a lomb világos zöld színű, ritka és

122. táblázat

A terméscsökkenést okozó kezelések hatása a burgonyára
(Lomb légszáraz tömegére és a friss lomb szárazanyag %-ára)
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		

Légszáraz súly g/20 levél 1993. 06. 14-én (virágzás kezdete)						
As	12	10	12	10		11
Cr	12	12	10	8		10
Hg*	11	12	11	10	4	11
Se*	13	11	7	7		9
Száranyag % a friss lombban 1993. 06. 14-én (virágzás kezdete)						
As	15	13	13	17		15
Cr	17	15	14	19		16
Hg*	15	14	15	12	4	14
Se*	16	16	17	27		19
Légszáraz súly g/20 levél 1993. 07. 12-én (virágzás vége)						
As	12	15	9	13		12
Cr	14	13	9	8		11
Hg*	13	11	12	9	4	12
Se*	11	12	8	8		10
Friss lomb szárazanyag %-a 1993. 07. 12-én (virágzás vége)						
As	16	14	15	17		16
Cr	18	15	15	22		17
Hg*	16	16	15	13	4	15
Se*	18	16	17	21		18

alacsony maradt 5-15 cm közötti magasságban. Virágzásra és a burgonyabogár kártételére június 15-én bonitáltunk. Amint a 123. táblázatban látható, pregnáns és egyértelműen igazolható eltérések nem jelentkeztek. Kétségtelen azonban, hogy a Cr és Se kezeléseknél a növények vontatottabban fejlődtek, később virágoztak, kisebb lombtömeget képeztek és így a burgonyabogár kártétele is mérsékeltebben nyilvánult meg. Erre a bemutatott bonitálási eredmények is utalnak.

123. táblázat

A termésnövekedést okozó kezelések hatása a burgonya fejlődésére és lombtermésére

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Bonitálás 1993. 05. 20-án (1=igen gyenge, 5= igen jó állomány)						
As	4.0	4.0	4.5	3.5		4.0
Cr	4.0	4.0	3.5	2.5		3.5
Hg*	4.0	3.0	3.0	2.5	1.1	3.1
Se*	4.5	2.5	1.0	1.0		2.2
Bonitálás 1993. 06. 14-én (1= igen gyenge, 5= igen jó állomány)						
As	4.0	4.0	4.5	3.5		4.0
Cr	4.5	4.0	3.0	2.0		3.4
Hg*	4.5	4.5	4.0	3.0	1.4	4.0
Se*	5.0	4.0	1.5	1.0		2.9
Bonitálás virágzásra (1= 20 % alatt, 2= 20-40, 3= 40-60 % virágzik)						
As	2.0	3.0	2.5	1.0		2.4
Cr	1.0	1.0	1.0	1.0		1.0
Hg*	1.0	2.0	2.5	2.0	1.5	1.9
Se*	2.0	1.5	1.0	1.0		1.4
Bonitálás burgonyabogár kártételre (1= gyenge, 2= közepes, 3= erős)						
As	1.5	2.0	2.0	2.5		2.0
Cr	1.0	1.0	1.5	2.5		1.5
Hg*	1.5	2.0	2.5	2.0	1.9	2.0
Se*	1.5	2.5	1.0	1.0		1.5

15.1. A lombtermés összetételének vizsgálata virágzás elején és végén

A 124. táblázat adatai szerint a lomb átlagos mikroelem tartalma virágzás kezdetén általában magasabbnak mutatkozott, mint virágzás végén. A 13 vizsgált elemből kivételt jelentett a Cr, Pb és a Se, melyek akkumulációja folytatódott a levélben. A Se és az Pb esetében ez a különbség nem jelentős és talán hibahatáron belül lehet, így határozottan csak a Cr dúsulása kifejezett. Utóbbi két szennyező erős fitotoxikus hatást

mutatott. Összességében megállapítható, hogy a tenyésztő folyamán a hígulási effektus érvényesült a szennyező elemek koncentrációiban. Az erősen mérgező Cr és Se akadályozta a szárazanyag gyarapodását, így a hígulási effektus helyett a töményedési effektus érvényesülhetett.

A burgonya levelében 70-80 ppm körüli az Al és Sr, 7-16 ppm közötti a Ba, Zn és Cu koncentrációja szennyezetlen talajon. Az As, Cr, Hg, Mo, Pb koncentrációja ugyanitt 0.1 ppm alatt maradt, míg a Cd 0.2-0.5 és a Se 1.0-1.8 ppm között változott. A kezelt talajon fejlődő növények eltérő dúsulásokat mutatnak az Al kivételével, ahol a koncentráció igazolhatóan nem nőtt. A nagyságrendi akkumuláció ellenére 10 ppm alatt maradt az As és az Pb. Néhányszorosára emelkedett a Ba, Cu, Zn tartalma. Az egyébként tízed ppm mennyiségekben található Cd 25-28, a Cr 12-15, a Hg 10-19, a Ni 16-19 ppm maximumokat mutatott. A Sr 5-10-szeres, a Se százszoros, míg a Mo sokezerszeres dúsulást jelzett és mennyiségük 200-600 ppm közötti tartományba emelkedett. (124. táblázat)

Gyakran változott az egyéb esszenciális makro- és mikroelemek koncentrációja is a kezelések függvényében. A Se terhelés esetén hatásáról a 125. táblázat adatai nyújtanak információt. Virágzás kezdetén pl. statisztikailag igazolhatóan és jelentős mértékben csökkent a NO₃-N, K, Ca, Mg tartalom a levélben. A P % mérsékelt süllyedése nem igazolható. Ezzel szemben virágzás végén a N és P % zuhant le érdemben, míg a K és Ca csökkenése csak tendencia jelleggel nyilvánult meg. A Mg esetében nincs igazolható módosulás. A S %-a virágzás kezdetén bizonyíthatóan emelkedik, később a változása kevésbé egyértelmű.

124. táblázat

Kezelések hatása a burgonya (Desirée) levelének kémiai összetételére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Virágzás kezdetén, 06. 14.						
Al	80	92	79	97	29	87
As*	0.0	0.0	0.1	3.0	0.5	0.8
Ba	11	15	14	46	5	25
Cd*	18	19	23	28	3	22
Cr	0.0	0.5	3.5	12.2	0.8	4.0
Cu	9.0	15.0	09.0	23.0	1.9	16.5
Hg*	0.4	0.7	6.5	18.7	4.1	6.6

Mo	0.0	71	236	358	13	166
Ni	0.9	7.7	15.2	18.8	1.1	10.7
Pb	0.0	0.1	1.0	0.7	1.6	0.4
Se*	50	132	204	244	20	157
Sr	65	90	184	669	99	252
Zn	16	22	28	31	10	24
Virágzás végén, 07. 12.						
Al	74	68	66	67	11	67
As*	0.0	0.0	0.4	0.5	0.3	0.2
Ba	12	15	20	26	4	20
Cd*	12	13	17	25	2	17
Cr	0.0	2.1	8.8	14.8	1.1	6.4
Cu	6.7	12.9	17.5	19.1	3.1	14.0
Hg*	0.0	0.5	4.6	9.9	1.0	3.8
Mo	0.0	67	131	284	16	120
Ni	0.3	6.0	12.0	16.2	1.5	8.6
Pb	0.0	0.2	1.1	4.5	0.5	1.5
Se*	65	154	208	254	23	170
Sr	77	127	134	419	27	227
Zn	9	16	19	28	5	18

Kontroll talajon az As, Cr, Hg, Mo, Pb 0.1 ppm alatt maradt;
A Cd 0.2-0.5, a Sr 1.0-1.8 ppm között ingadozott.

125. táblázat

A Se terhelés hatása az egyéb esszenciális tápelemek koncentrációjára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz burgonyalomb virágzás kezdetén						
N %	4.48	5.40	5.19	5.31	0.96	5.09
NO ₃ -N %	0.56	0.50	0.41	0.31	0.13	0.45
K %	3.26	3.14	2.65	2.34	0.44	2.85
Ca %	2.48	1.59	1.26	0.81	0.63	1.54
Mg %	0.56	0.45	0.40	0.28	0.13	0.42
P %	0.50	0.50	0.42	0.40	0.12	0.45
S %	0.30	0.35	0.36	0.36	0.05	0.34
Fe ppm	136	170	236	190	65	183

Al ppm	85	109	173	112	69	120
Sr ppm	96	47	42	24	98	52
Mn ppm	69	55	50	34	14	52
B ppm	29	25	21	18	4	23
Ba ppm	11	8	11	4	5	9

Légszáraz burgonyalomb virágzás végén						
N %	4.61	4.55	3.95	3.44	0.59	4.14
NO ₃ -N %	0.39	0.34	0.30	0.29	0.10	0.33
K %	1.86	1.68	1.63	1.55	0.30	1.68
Ca %	2.95	2.91	2.52	2.52	0.49	2.73
Mg %	0.70	0.78	0.74	0.77	0.13	0.75
P %	0.43	0.32	0.28	0.24	0.06	0.32
S %	0.31	0.33	0.36	0.32	0.04	0.33
Fe ppm	139	152	212	277	30	195
Al ppm	74	92	124	169	32	114
Sr ppm	82	72	63	57	26	68
Mn ppm	76	74	68	70	10	72
B ppm	28	28	23	22	3	25
Ba ppm	10	10	10	11	4	10

A mikroelemek terén figyelemre méltó és összecseng a két mintavételi időben a Fe és Al tartalom emelkedése, mely a virágzás végén válik igazán kifejezetté és igazolhatóvá. E két elem koncentrációja ekkor átlagosan megduplázódik a levélben. A Sr, Mn, B, Ba mennyisége mérséklődik a Se terheléssel, különösen a korai mintavétel idején. Összességében megállapítható, hogy a Se mérgezés a legtöbb vizsgált esszenciális makro- és mikroelem felvételét kifejezetten gátolhatja. A Fe, Al, S kivételével bekövetkezett koncentráció-csökkenést termésdepresszió kísérte (tehát nem hígulási, hanem töményedési effektus), mely a gátló mechanizmus jelentőségét még inkább hangsúlyozza.

A jelenség magyarázatra szorul és további vizsgálatokat igényel. A két mintavétel között eltelt 1 hónap alatt a trendek, a változások mér-téke és esetleg iránya is módosulhat. A koncentrációk csökkenése, a felvétel gátlása egyaránt érintheti a kationokat és az anionokat. A Se szelenát anionként mozgékony marad ebben a meszes talajban és a nitrát, foszfát, borát anionok felvételének gátlásában az anionanta-gonizmus szerepet játszhat. A S %-a azonban mérsékelten emelkedett a terheléssel, tehát a szulfát anionnal szemben az antagonizmus nem érvényesült. Másik oldalról a fémekkel szembeni szinergizmus csak a Fe és Al felvétel

serkentésében nyilvánult meg, míg a többi kation (K, Ca, Mg, Sr, Mn, Ba) koncentrációja csökkent, felvételük visszaszorult. Főképpen az alkáli földfémeké.

A két mintavételi időpont átlagos összetételét szembeállítva az is látható, hogy a lomb N, NO₃ és K készlete lezuhant a virágzás végére, míg a Ca és Mg koncentrációk megemelkedtek. A Ca és Mg az örege-dés elemei, melyek felhalmozódnak a korral. A Se szennyezés megváltoztathatja a kationok egymáshoz viszonyított arányait is, amennyiben gátolja a növény normális fejlődését. Így pl. virágzás elején a levélben szennyezetlen talajon 1.3 a K/Ca aránya. A K túlsúlya azonban 2.9-re módosul a Se-nel erősen szennyezett talajon, ill. erősen mérgezett növényben. Később, a virágzás végén, hasonló aránymódosulást nem tapasztalunk. A mikroelemek koncentrációja lényegesen nem tért el a két mintavétel idején, azaz a kezeletlen talajon az előregedés sem akkumulációt, sem hígulást nem eredményezett (125. táblázat).

A másik erősen fitotoxikus elem a Cr, mely virágzás kezdetén enyhén csökkent, majd a virágzás végén növeli a N és NO₃ %-át. A K % mindkét időpontban növekvő, míg a Ca kezdetben emelkedett, majd csökkent a virágzás végén. A Mg koncentrációja igazolhatóan közel felére süllyedt a későbbi mintavétel idején. Ami a mikroelemeket illeti látható, hogy kisebb vagy nagyobb mértékben, de a Cu kivételével emelkedő koncentrációt mutatnak. Kiugró, nagyságrendi dúsulást jelzett az Al, valamint megkétszereződött a Fe, Sr, Ba a virágzás elejei lombban. A Cr szennyezéssel indukált elemfelvételi módosulások mértéke és gyakran iránya is eltért tehát a Se indukálta változásoktól (126. táblázat).

126. táblázat

A Cr terhelés hatása az egyéb esszenciális tápelemek koncentrációjára
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz burgonyalomb virágzás kezdetén						
N %	5.56	5.13	5.22	4.39	0.96	5.07
NO ₃ -N %	0.60	0.62	0.52	0.53	0.13	0.57
K %	3.40	3.56	3.72	3.72	0.44	3.60
Ca %	1.67	1.91	1.65	2.19	0.63	1.86
Mg %	0.46	0.48	0.41	0.42	0.13	0.44
Fe ppm	139	152	154	300	65	186
Al ppm	23	28	126	225	69	101
Sr ppm	54	71	71	128	99	81

Ba ppm	8	12	13	19	5	13
Cu ppm	9	8	7	5	2	8
Légszáraz burgonyalomb virágzás végén						
N %	4.33	4.62	4.54	5.02	0.59	4.62
NO ₃ -N %	0.36	0.37	0.48	0.61	0.10	0.46
K %	2.22	2.24	2.89	2.67	0.30	2.51
Ca %	3.18	3.37	2.85	1.89	0.49	2.82
Mg %	0.70	0.66	0.48	0.36	0.13	0.55
Fe %	142	143	168	189	30	161
Al ppm	57	64	76	98	32	74
Sr ppm	89	101	102	107	24	100
Ba ppm	12	13	15	12	4	13
Cu ppm	7	6	5	5	3	6

Nem módosult érdemben a S és Na tartalom, melynek átlagos mennyisége: virágzás elején: S = 0.32 %, Na = 58 ppm
virágzás végén: S = 0.30 %, Na = 65 ppm

A Zn terhelés nem vezetett természsökkenéshez ezen a Zn-kel gyengén ellátott talajon, inkább előnyösnek tűnik a Zn-ellátás bizonyos mérvű javulása. A 127. táblázatban megfigyelhető azonban, hogy a túlzott Zn terheléssel romolhat egy fontos esszenciális elem beépülése: a P %-a kb 1/3-ával lecsökken a korai mintavételi időpontban. A Mn tartalma ugyanakkor mérsékelten emelkedik, mely magyarázható részben a termésdepresszióval is. A természsökkenést szintén nem okozó Mo szennyezés viszont a B felvételét gátolta igazolhatóan mind-két mintavétel idején. A 26-27 ppm koncentráció 21-22 ppm értékre módosult a maximális Mo adag hatására. A burgonya lomb tehát érzékenyen reagált összetételével a talajminőség változására. A vizsgált 13 szennyező elemből 4, azaz 2 toxikus és 2 nem toxikus elem terhelése indukált módosulásokat egyéb fontos esszenciális tápelemek felvételében. A szennyezett talajok tápelemszolgáltatása e mechanizmusból eredően átalakulhat, termékenységük megváltozhat.

127. táblázat

A Zn és Mo terhelés hatása a virágzáskori burgonyalevél egyéb elemeinek koncentrációjára
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD ₅ %	Átlag
	0/30*	90	270	810		

Zn-terhelés hatására*

P %	0.46	0.42	0.38	0.32	0.12	0.40
P %	0.30	0.30	0.30	0.29	0.06	0.30
Mn ppm	53.1	62.9	66.9	77.8	14.2	65.2
Mn ppm	76.8	78.5	90.0	90.0	10.2	83.8
Mo terhelés hatására*						
B ppm	26.5	24.8	25.4	21.3	3.3	24.5
B ppm	26.7	27.0	25.5	22.6	2.7	25.4

* Felső sor: virágzás kezdetén
 Alsó sor: virágzás végén

15.2. A gumótermés vizsgálata betakarításkor

Az átlagos gumótermés a szárazság miatt mérsékelt maradt, a szennyezetlen talajon 10-13 t/ha körüli mennyiséget kaptunk. A gumók átlagos 18-19 % szárazanyag tartalmát figyelembe véve ez 2-3 t/ha szárazanyag hozamot jelentett. A Se és Cr kezelésekben a szárazanyag 20-22 %-ra emelkedett. A kontrollhoz viszonyítva a Se terhelés 12, a Cr 41, a Hg 71 %-ra csökkentette a gumó hozamát. A maximális As terhelésnél fellépő termésvesztés is szignifikáns és 29 %-ot ér el, amennyiben a 90 kg/ha adagú kezeléshez viszonyítjuk. A vizsgált 13 szennyezőből tehát a Cr és a Se egyértelműen fitotoxi-kusnak mutatkozott a burgonyára, míg az As hatása egyértelműen nem bírálható el. A Hg negatív hatása csak tendencia jelleggel érvényesült, statisztikailag nem igazolható (128. táblázat).

Az analízisek szerint a gumó általában kevés mikroelemet akkumulált. A kontroll talajon mért As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni mennyisége mérés-határ körüli vagy alatti volt. Az Al és Zn mindössze 14-15 ppm; a Ba, Cu, Se, Sr 3-5 ppm értéket mutatott és a Pb is 1 ppm alatti tartományban maradt. Az egyéb esszenciális elemek átlagos koncentrációja a gumóban az alábbiak adódott: N és K 2 % körül, P 0.32 %, S 0.11 %, NO₃-N 910 ppm, Ca és Mg 500-700 ppm, Fe és Na 40-50 ppm, B 5 ppm, Mn 2 ppm (129. táblázat).

A kezelések hatására nem változott igazolhatóan az As, Ba, Cr és a legnagyobb adag kivételével az Al tartalom. Nagyságrenddel nőtt a Cd, Hg, Ni, Pb koncentrációja a szennyezett talajon, de mennyiségük 5-10 ppm

értéket nem haladta meg. Igazolhatóan de nem látványosan emelkedett a Cu és Zn beépülése. Mozgékonyabbnak bizonyult az Sr, közel háromszoros akkumulációt mutatva. Extrém dúsulással a gumó-ban is kitűnt az Mo és Se. A több nagyságrendbeli akkumuláción túl az abszolút mennyiségük is a maximumokat adta 60-70 ppm körüli mennyiséggel. Az elmúlt évben megfigyeltekhez hasonlóan megállapíthatjuk, hogy a szennyezéstől bizonyos fokig a gumó (hasonlóan a sárgarépa gyökeréhez) mentesül, ill. a szennyező elemek fő akkumulációs szerve a lomb.

A gumóterméssel kivont mikroelemek mennyisége elenyésző. A kezeletlen talajon 30 g/ha körüli Al és Zn, 10 g/ha Cu, 6-7 g/ha Sr és Ba és 1 g/ha körüli Pb felvétel állapítható meg. Az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni gumótermésbe épült mennyisége a g/ha értékhatár alatt maradt. Az erős szennyezés nyomán a Mo és Se felvétele elérte a 100-108; az Al és Zn 60; az Pb, Sr és Cu mintegy 20; a Ba, Hg, Ni, Cd pedig a 6-12 g/ha mennyiséget. Az esszenciális tápelemek átlagos felvételét az alábbi adatok jellemezték a 10-13 t/ha gumótermésben: 40 kg körüli N és K, 6 kg P, 2 kg S, 1.5 kg Mg, közel 1 kg Ca, 80-100 g Na és Fe, 11 g B és 5 g Mn.

128. táblázat

Kezelések hatása a burgonya fejlődésére és termésére
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Gumó t/ha, 1993. 09. 07.						
Al	10.3	9.2	10.6	11.0		10.3
As*	12.1	14.4	11.1	10.2		12.0
Ba	12.0	11.9	12.9	11.2		12.0
Cd*	9.9	8.8	9.0	8.8		9.1
Cr	12.0	11.3	7.9	4.9		9.0
Cu	11.6	11.4	12.0	11.4	3.5	11.6
Hg*	11.2	9.3	8.0	7.9		9.1
Mo	10.9	8.6	9.1	10.4		9.8
Ni	13.3	12.6	13.4	14.2		13.4
Pb	12.6	12.7	12.3	13.9		12.9
Se*	12.5	10.5	3.8	1.5		7.1
Sr	12.0	12.9	12.1	10.9		12.0
Zn	11.5	13.0	12.7	12.2		12.4

SzD ₅ %			4.0			2.6
Átlag	11.6	11.0	9.9	9.4	1.0	10.4

A gumók átlagosan 18-19 % szárazanyagot tartalmaztak. A Se kezelésekben 1-2 %, szignifikáns sz.a. tartalom emelkedés jelentkezett. A gumótermés sz.a. hozama 2-2.5 t/ha volt a kezeletlen talajon.

129. táblázat

**Kezelések hatása a burgonyagumó összetételére. Desirée fajta
Meszes csernozjom, Nagyhorcsók, 1993. mg/kg**

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	14.4	21.9	15.6	29.5	9.2	20.4
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	-	0.0
Ba	3.0	2.3	2.0	4.7	7.1	3.0
Cd*	0.7	0.9	1.3	3.7	0.3	1.7
Cr	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Cu	5.0	6.6	7.3	7.7	1.3	6.6
Hg*	0.0	0.0	3.0	5.8	1.3	2.2
Mo	0.0	11.4	24.2	61.0	11.9	24.2
Ni	0.1	0.9	1.9	2.8	1.3	1.4
Pb	0.6	3.5	4.5	8.1	2.2	4.2
Se*	13.2	46.9	84.0	75.4	9.6	54.9
Sr	3.3	4.0	6.3	10.0	2.0	6.0
Zn	14.7	20.5	19.4	25.6	4.8	20.0

A kontroll talajon mért As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni 0.1 ppm körül vagy alatt maradt, míg a Se 2-4 ppm között változott.

K = 2.12 %	NO ₃ -N = 910 ppm	Fe = 39 ppm
N = 1.95 %	Ca = 470 ppm	Mn = 2 ppm
P = 0.32 %	Mg = 771 ppm	B = 5 ppm
S = 0.11 %	Na = 51 ppm	

130. táblázat

Kezelések hatása a burgonya gumótermésével felvett elemek
mennyiségére. Desirée fajta
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1993. g/ha

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	31	36	32	62	18	40
As*	0	0	0	0	0	0
Ba	7	5	5	12	17	7
Cd*	1	2	2	6	1	3
Cr	0	0	0	0	0	0
Cu	10	14	17	17	5	14
Hg*	0	0	4	9	2	3
Mo	0	17	44	108	20	42
Ni	0	2	5	8	3	4
Pb	1	9	13	23	6	12
Se*	33	100	67	23	29	56
Sr	6	10	13	20	5	12
Zn	31	50	48	59	15	47

Megjegyzés: Kontroll talajon az As, Cd, Cr, Hg, Mo, Ni, Se 1 g/ha mennyiség alatt maradt.

Összefoglalva az 1993. évi burgonyakísérlet eredményeit az alábbi főbb következtetések fogalmazhatók meg:

1. Az emberi fogyasztásra vagy takarmányozásra kerülő gumó kevésbé halmozza fel a káros elemeket ezen a talajon. Az As, Cr koncentrációja még a legnagyobb terhelésnél is a méréshatár alatt maradt. Nem változott vagy alig bizonyíthatóan emelkedett az Al, Ba, Cu mennyisége.
2. Nagyságrenddel nőtt ugyan a szennyezett talajon termelthez képest a Cd, Hg, Ni tartalom, de mindössze 3-6 ppm értéket mutatott a maximális terhelésnél. Igaz, hogy ezzel már fogyasztásra alkalmatlannak minősül egészségügyi szabványaink szerint, melyek 0.1-0.2 ppm Cd és Hg koncentrációt engedélyeznek szárazsúlyra számítva.

3. Az Pb szennyezés is meghaladta az engedélyezett 1-2 ppm szárazsúlyra adott határértéket. Bár az akkumuláció mérsékelt maradt, a gumó fogyasztásra nem alkalmas az Pb-mal erősen szennyezett talajon.
4. Mérsékelt mobilitás jellemezte a Sr és Zn elemeket, a 2-3-szoros dúsulásuk azonban a gumók fogyaszthatóságát nem veszélyeztetheti.
5. A Se mintegy 20-szoros, ill. a Mo 1000-szeres akkumulációt mutatott az erősen szennyezett talajon. Ilyen mérvű dúsulás a gumót állati vagy emberi fogyasztásra alkalmatlanná teszi, az extrém Se vagy Mo túlsúly komoly élettani zavarokat okozhat.
6. Ami a terméssel felvett elemek mennyiségét illeti, relatíve magas volt a Mo és Se akkumulációja 100 g/ha körüli értékkel. A talajba adott 810 kg/ha mennyiség azonban még így is mintegy 8000 év hasonló gumótermés felvételéhez volna elegendő. Megemlítjük, hogy az 1992. évi sárgarépa lomb+gyökérterméssel 6-szor több Mo és Se távozott a talajból, az erősen szennyezett területek tisztulásában a növényi felvétel mégsem jelenthet hatékony eszközt.

15.3. A talajvizsgálatok eredményei

Arra a kérdésre kerestük a választ, hogy a vizsgált szennyezők milyen mértékben mosódhatnak ki csapadékkal és veszélyeztethetik a talajvizet? A mintavétel 1993 őszén történt a 0-20, 20-40, 40-60 cm talajrétegekből a szokásos módon botfúróval és 20-20 fúrás reprezentált egy-egy átlagmintát. Hangsúlyoznunk kell azonban e vizsgálatok korlátait a feltett kérdés megválaszolásában. A korlátok egyaránt jelentkeznek kísérleti technikában, térben és időben:

- Bármilyen gondossággal végezzük is a fúrásokat, az altalajminták bizonyos mérvű szennyezése a mintavétel és az előkészítés során nem zárható ki (technikai korlátok).
- A mintavétel 60 cm mélységig terjedt (térben korlátozott volt).
- A mintavétel a kísérlet 3. évének végén történt (időbeni korlát). Megemlítjük, hogy a vízdoldható nitrát kilúgzási profiljának első megközelítő leírására 10-15 évre volt szükség ezen a talajon. A bemosódás 20-30 cm mélységi mozgást jelentett évente, a nitrát kilúgzása ennyi év után elérte a 3-5 m mélységet.

131. táblázat

A 810 kg/ha adagú kezelés hatása a 0-20, 20-40 és 40-60 cm talajrétegek felvehető elemtartalmára 1992-ben, a kísérlet 3. évében
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök
(Ammon-acetát + EDTA oldható, ppm)

Elem jele	Kezelés, Átlag	Mintavétel mélysége, cm			Átlag
		0-20	20-40	40-60	
Al	Kontroll	77	56	41	58
	Kezelt	99	52	39	63
	Átlag	88	54	39	60
As	Kontroll	0	0	0	0
	Kezelt	93	19	0	37
	Átlag	46	9	0	19
Ba	Kontroll	30	34	37	34
	Kezelt	285	50	44	126
	Átlag	157	42	41	80
Cd	Kontroll	0.4	0.1	0.1	0.2
	Kezelt	227.5	21.3	6.6	85.1
	Átlag	113.9	10.7	3.3	42.6
Cr	Kontroll	0.0	0.1	0.1	0.1
	Kezelt	7.2	9.7	14.3	10.4
	Átlag	3.6	4.9	7.2	5.2
Cu	Kontroll	4.2	2.4	1.6	2.7
	Kezelt	270.5	16.8	6.9	98.0
	Átlag	137.3	9.6	4.2	50.4
Hg	Kontroll	0.1	0.0	0.0	0.0
	Kezelt	60.9	0.4	1.6	20.9
	Átlag	30.5	0.2	0.8	10.5

A fentiek alapján nyilvánvaló, hogy az első korai talajvizsgálatokkal csupán tájékozódó jellegű információt nyerhetünk. Az elemzések részletes adatait a 131. és 132. táblázatokban foglaltuk össze, melyek az alábbi óvatos következtetések levonására adnak módot a felvehető elemkoncentrációk mélységi megoszlása nyomán:

Al: Kontroll talajon a szántott rétegben akkumulálódik. Mélységi elmozdulása a kezelt parcellán kizárt, az Al a szántott rétegben marad.

- As:** Kontroll talajon méréshatár alatt marad. A kezelt 20-40 cm réteg szennyeződése a mélyebb szántásra is visszavezethető, a kilúgzás nem egyértelmű.
- Ba:** Döntően a szántott rétegben marad, elmozdulása nem valószínűsíthető.
- Cd:** Döntően a szántott rétegben marad, kilúgzása azonban nem zárható ki egyértelműen.
- Cr:** Felvehető frakciója a 40-60 cm rétegben akkumulálódott. Kilúgzás veszélye egyértelmű, további mélyítő fúrásokkal kell megbecsülni a kilúgzás mértékét.
- Cu:** Kontroll talajon a humuszos szántott rétegben akkumulálódik. Mélységi elmozdulása egyértelműen nem igazolható.
- Hg:** A szántott rétegben marad. Kilúgzás tendencia jelleggel sem érvényesül, az 1-2 %-os dúsulás a kontrollhoz képest szennyezésnek tekinthető.
- Mo:** Döntően a szántott rétegben marad. Kilúgzás nem valószínű.
- Ni:** Felvehető tartalma csökken a mélységgel a kontroll talajon. Alapvetően a szántott rétegben marad. Kilúgzás nem valószínű.
- Pb:** Kontroll talajon csökken felvehető mennyisége a mélységgel. Döntően a feltalajban akkumulálódik, de a kilúgzás veszélye nem zárható ki.
- Se:** Döntően a szántott rétegben maradt, bár a 20-40 cm is erősen szennyeződött. A kilúgzás veszélye nem zárható ki.
- Sr:** Kontroll talajon növekvő készletet mutat a mélységgel. Lassú kilúgzása várható genetikai okokból. A mélyebb rétegek további vizsgálata indokolt.
- Zn:** Döntően a szántott rétegben marad. Kilúgzás egyértelműen nem igazolható.

A 131. és 132. táblázat eredményei alapján megállapíthatjuk, hogy egyértelmű kilúgzást a felvehető Cr frakció mutatott, melynek legfőbb akkumulációs rétegét a 40-60 cm képezte. Nem egyértelmű és igazolható, de tendenciájában vertikális elmozdulásra utalhat az As, Cd, Cu, Pb. Hosszabb távon nem zárható ki a Se, Sr, Zn dúsulása sem

132. táblázat

A 810 kg/ha adagú kezelés hatása a 0-20, 20-40 és 40-60 cm talajrétegek felvehető elemtartalmára 1992-ben, a kísérlet 3. évében
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök
(Ammon-acetát + EDTA oldható, ppm)

Elem jele	Kezelés, Átlag	Mintavétel mélysége, cm			Átlag
		0-20	20-40	40-60	
Mo	Kontroll	0.0	0.0	0.0	0.0

	Kezelt	43.3	3.8	2.0	16.4
	Átlag	21.6	1.9	1.0	8.2
Ni	Kontroll	3.5	2.7	0.9	2.4
	Kezelt	223.5	11.2	4.4	79.7
	Átlag	113.5	6.9	2.6	41.0
Pb	Kontroll	6.8	4.2	2.9	4.6
	Kezelt	280.5	40.4	23.2	114.7
	Átlag	143.7	22.3	13.1	59.7
Se	Kontroll	0.2	0.3	0.0	0.2
	Kezelt	81.0	19.3	1.1	33.8
	Átlag	40.6	9.8	0.6	17.0
Sr	Kontroll	32.3	33.8	45.4	37.2
	Kezelt	257.0	63.7	51.4	124.0
	Átlag	144.7	48.7	48.4	80.6
Zn	Kontroll	0.8	1.8	1.5	1.4
	Kezelt	213.0	18.0	4.5	78.5
	Átlag	106.9	9.9	3.0	39.9

15.4. A talajbani Cr formáinak vizsgálata és jelentősége

A Cr különös érdeklődésre tarthat számot. Amint láttuk, az egyik leginkább toxikus elemnek mutatkozott a növényekre. Hasonlóképpen mérgező az állatra és emberre. Gyors kilúgzása a mozgékony kromát, bikromát formájában a nitráthoz hasonló és a talajvizet veszélyeztetheti. További vizsgálataink ezért a talajbani Cr formák megismerésére irányultak, melyeket részben dr. Prokisch József végzett el a Debreceni Agrártudományi Egyetem Talajkémiai Tanszékén. Amint a 133. táblázatban látható, a szennyezetlen talaj összes Cr készlete 25 ppm körüli értéknek adódott e módszerrel meghatározva, míg a 270 ppm mennyiségnek megfelelő 810 kg/ha adagnál 100-120 ppm koncentrációkat kaptunk. A cc. $\text{HNO}_3 + \text{H}_2\text{O}_2$ feltárással tehát a talajba juttatott Cr 1/3-át lehetett kimutatni "összes" Cr formájában.

133. táblázat

A Cr terhelés hatása a talaj szántott rétegének Cr formáira
Prokisch József és a TAKI vizsgálatai
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, ppm

Cr-formák, mintavétel ideje	Kezelés 1991. tavaszán, Cr kg/ha				Átlag
	0	90	270	810	
Összes Cr					
1991. 07. 04-én	24	44	57	116	60
1991. 08. 12-én	24	40	62	98	56
1992. 11. 02-án	26	50	77	122	69
Felvehető Cr					
1991. 07. 04-én	0	2	6	30	10
1991. 08. 12-én	0	1	3	9	3
1992. 11. 02-én	0	2	5	10	4
Vízoldható Cr(VI) frakció					
1991. 07. 04-én	0.0	0.7	1.0	6.8	2.1
1991. 08. 12-én	0.0	0.4	0.7	2.4	0.9
1992. 11. 02-án	0.0	0.0	0.2	0.4	0.2

Összes Cr: cc. HNO₃ + cc. H₂O₂ frakció

Felvehető Cr: ammon-acetát + EDTA oldható frakció

Vízoldható Cr(VI): 0.01 M CaCl₂ oldható frakció. A Cr(III) frakció itt nem volt kimutatható, ill. 10 ppb alatt maradt.

A 133. táblázatban az is megfigyelhető, hogy ammon-acetát+EDTA oldható, ún. "felvehető" formában 10-30 ppm koncentrációkat mértünk a talaj szántott rétegében ott, ahol a 810 kg/ha terhelést adtuk. Ez az adat durván 270 ppm dúsítását jelentette a mintegy 3.0 millió kg/ha tömeggel rendelkező 0-20 cm-es rétegnek. Felvehető formában maradt tehát a bevitt Cr 5-10 %-a. Igazán mérgező a vízoldható Cr(VI) frakció, melynek mennyisége mindössze néhány ppm értéket ért el a maximális terhelés nyomán és koncentrációja gyorsan süllyedt a felta-lajban. A 270 ppm dúsítás az első évi mintavételnél néhány, a második évben néhány tized %-os akkumulációt eredményezett vízoldható Cr(VI) formában. Kérdés vajon ez a toxikus Cr(VI) forma megkötődött és átalakult kevésbé mérgező Cr(III) formává, vagy a mélyebb rétegekbe mosódott?

Amint a 134. táblázatban látható, az összes becsült Cr mennyiségének mintegy 6 %-a jelent meg felvehető, ill. alig 1 %-a vízoldható formában a kísérlet 3. évében, a szántott felső rétegben. A Cr formák aránya megváltozik azonban a mélyebb rétegekben. A felvehető frakció mennyisége 14, ill. 25 %-ra emelkedik a 20-40, ill. 40-60 cm-ben. Látványosan nő a vízoldható forma abszolút és relatív mennyisége. A

mélyebb 40-60 cm-ben az "összes" Cr 1/4-ét már ez a kilúgzódó, mérgező kromát/bikromát forma teszi ki. A fentiekén túlmenően még egy fontos következtetés adódik a táblázat adataiból. A "felvehető" formának durván 10 %-át jelenti a vízdoldható a 0-20 cm rétegben, mintegy a 35 %-át a 20-40 cm talajban és gyakorlatilag 100 %-át a 40-60 cm rétegben.

Hasonlóan szennyezett ipari területeken tehát a mélyebb talajprofil Cr szennyezettsége azért tűnhet riasztónak (bármilyen módszerrel határozzuk is meg a talajok Cr tartalmát), mert fennáll annak lehetősége, hogy a Cr(VI) erősen mérgező formával állunk szemben. Ez a Cr-forma valószínű veszélyt jelenthet a talajvízre, hiszen a nitráthoz hasonlóan vízdoldható és gyors kilúgzással a mélybe mosódhat. További mélyfúrásokkal dönthető el, hogy milyen sebességgel mozoghat lefelé, esetleg az alsó rétegekben megkötődhet-e Cr(III) formává alakulva. A következő évek kutatásainak egyik fontos területét minden bizonnyal a szennyező elemek kilúgzási folyamatainak mélyebb megismerése jelenti majd. E vizsgálatok kísérletes munkát feltételeznek szabadföldön, kiterjesztve a főbb hazai talajváltozatokra.

A cserzésnél alkalmazott krómsók pl. megjelenhetnek a börtgyári szennyvizekben, melyeket öntözésre is használnak. A szennyvizek fitotoxikus határkoncentrációiról, öntözési célú felhasználás esetén, a 135. táblázatban adunk áttekintést (PESCOD (1992) nyomán. A Cr határérték 0.1 mg/l 10 000 m³/év öntözési norma alatt és rendszeres öntözési gyakorlat mellett. A FAO számára készült kiadványban a szerző megjegyzi, hogy a Cr kevésbé vizsgált és ismert szennyező, ezért ajánlott a szigorúbb határérték. Sajnos ez az ajánlás, ill. még ez a szigorúbb határérték sem számol azzal, hogy a Cr döntő része mérgező Cr(VI) formában jelenhet meg.

134. táblázat

Az 1991. tavaszán adott 810 kg/ha Cr terhelés hatása a talaj Cr formáira 1993. tavaszán.

Mélységi mintavétel. Prokisch József és a TAKI vizsgálatai
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsők

Mintavétel mélysége, cm	Cr-formák a talajban, mg/kg vagy %		
	Összes	Felvehető	Vízdoldható Cr(VI)
	mg/kg száraz talajban		
0-20	122	7.2	0.8
20-40	67	9.7	3.6
40-60	57	14.3	13.8

Átlag	82	10.4	6.1
		%-ban	
0-20	100	6	1
20-40	100	14	5
40-60	100	25	24
Átlag	100	13	7

Amennyiben a talaj nem köti meg a Cr-ot Cr(III) inaktív formában, az adott talaj nyorsan elveszítheti termékenységét. Emlékeztetőül: 0.4 ppm vízoldható Cr(VI) koncentrációnál 1992-ben a sárgarépa gyökér-termése felére csökkent, 1 ppm körüli koncentrációnál pedig 1991-ben a kukorica gyakorlatilag kipusztult a gyomnövényzettel együtt. A FAO ajánlásban szereplő 0.1 mg/l = 0.1 g/m³ koncentráció 10 000 m³/év öntözőnorma esetén 1 kg/ha/év terhelést jelentene. Ez a szántott rétegben 0.3 ppm dúsulásnak felelne meg 1 esztendő alatt! Igaz, hogy ez csak kis valószínűséggel következhet be, hiszen a szennyvízben, a szennyvíziszapokban és a talajokban egyaránt a Cr alapvetően megkötődik és csak jelentéktelen frakció marad mérgező vízoldható formában, de egyáltalán nem kizárt.

135. táblázat

Mikroelem koncentráció határértékek a szennyvizek öntözési célú felhasználására. A fitotoxikus határkoncentráció mg/l egységben megadva Pescod (1992) nyomán

Elem	MMK*	Megjegyzés
Al	5.0	Terméketlenséget okozhat 5.5 pH érték alatti talajon
As	0.10	Növényfajtól függő: Szudáni fűnél 12, rizsnél 0.05 ppm
Be	0.10	Növényfajtól függő: Káposztánál 5, bokorbabnál 0.5 ppm
Cd	0.01	Növényfajtól függő: Babnál, répafélénél 0.1 ppm tápoldat-ban. Alacsony határérték a növénybeni akkumuláció és az emberre való veszélyessége miatt.
Co	0.05	Paradicsomnál 0.1 ppm tápoldatban mérgező lehet.
Cr	0.10	Kevésbé vizsgált és ismert, ezért alacsonyabb határérték
Cu	0.20	Sok növényre 0.1-10 ppm koncentráció mérgező
F	1.0	Meszes és savanyú talajon megkötődik, inaktív
Fe	5.0	Szellőzött talajon nem mérgező. Savanyíthat, megkötheti a P, Mo elemeket. Permetező öntözéskor átlátszatlan bevonatot képez a felületen.

Li	2.5	Mobilis a talajban, hasonló hatású mint a B. A citrusfélék érzékenyek már 0.08 ppm alatt
Mn	0.2	Savanyú talajon mérgező lehet a növényre
Pb	5.0	Növényi sejtek növekedését gátolhatja
Zn	2.0	Fajtól függő az érzékenység. Kötöttebb, nagyobb szerves-anyag tartalmú és meszes talajon csökkent toxicitás.
Mo	0.01	Növényre nem mérgező. Takarmányban mérgező lehet az állatra, ha a talajban sok a felvehető Mo
Ni	0.20	Növényekre a 0.5-1.0 mg/l koncentráció mérgező lehet. Semleges, meszes talajon inaktiválódik
Se	0.02	Növényre 0.02 mg/l koncentráció mérgező, az állatra a Se túlsúly mérgező, bár esszenciális
V	0.10	Számos növényre mérgező már alacsony koncentrációban

*MMK - Maximálisan megengedett koncentráció 10 000 m³/év öntözési norma alatt, folyamatos öntözési gyakorlatot feltételezve

A szennyvizek és szennyvíziszapok felhasználásánál előzetes vizsgálatokra van szükség, hogy az esetleges negatív hatások elkerülhetők legyenek. Meg kell győződni nemcsak a szennyezők mennyiségi viszonyairól a szennyvízben, hanem minőségi ill. oldhatósági formáiról is. Ismerni szükséges a befogadó talaj vízgazdálkodási tulajdonságain túlmenően a talaj kémiai sajátosságait, adott esetben a Cr megkötő és detoxikáló kapacitását. Az előzetes szennyvíz- és talajvizsgálatokon túlmenően, a következő lépcsőben, a szennyvízzel történő öntözést szabadföldi tesztelésnek kell követnie. Csak többévi szabadföldi próba után és folyamatos ellenőrzés mellett (monitoring), mely rendszeres talaj- és növényvizsgálatokon alapul, végezhető szennyvizekkel öntözés, ill. szennyvíziszapokkal rendszeres trágyázás.

A meszes vályog mezőföldi csernozjom talaj cc.HNO₃ + cc. H₂O₂ kioldással becsült "összes" Cr készlete 20 ppm körülnek adódott. Hasonló nagyságrendű, 10-20 ppm körüli V, Cu, Ga, Pb, Co tartalma-kat mértünk. A nyírségi savanyú homoktalaj Cr készlete 4 ppm átlagos koncentrációt mutatott a szántott rétegben és az Pb kivételével a többi említett mikroelem mennyisége is jelentősen alatta maradt a vályog csernozjoménak. Megemlítendő még, hogy a sovány nyírségi homok Zn készlete meghaladta a vályog talajét és az Pb-mal együtt aránytalan túlsúlyra utal. Adatainkat a 136. táblázat foglalja össze.

A MÉM NAK több mint ezer hazai talajminta "felvehető" elemkészletét határozta meg különböző kémiai módszereket alkalmazva. A Cr esetében a híg 0.1 M koncentráció körüli sóoldatok, melyek feltehetően a mozgékonyabb toxikus Cr(VI) formákat viszik oldatba, mérhető 0.01 ppm

feletti koncentrációkat nem mutattak. A hazai talajok 10-20 ppm becsült "összes" Cr készletének mintegy 10 %-át találjuk ammon-laktát + EDTA kivonatban. Az ammon-acetát + EDTA standard "felvehető" módszer szerinti átlagos 0.03 ppm az "összes" Cr készlet néhány tized %-át jelentheti a 137. táblázat eredményei szerint.

A bemutatott adatok alapján nyilvánvaló, hogy a különböző kémiai módszerekkel meghatározott vagy becsült "felvehető" elemtartalom az adott módszer függvénye. A talajok tényleges ellátottsága vagy szennyezettsége csak növénykísérletekben ismerhető meg, a talajvizsgálati adatokat kalibrálni, értelmezni szükséges. Növényélettani értelmet nyerhetnek azonban a tisztán kémiai koncentrációk a nagyhőrcsöki kísérlethez hasonló terhelési kísérletekben. Amint a 138. táblázatban látható, a különböző oldószerekkel kivont elemek mennyiségének %-os aránya nagyságrendbeli különbségeket okozhat a "felvehető" koncentrációkban. Mindez az egyes módszerek eltérő kioldási mechanizmusából ered. Magyarországon az ammon-acetát + EDTA kioldás (Lakanen és Erviö 1971) az általánosan elfogadott a talajok mikroelem ellátottságának becslésére, saját vizsgálataink is e módszerrel történtek.

136. táblázat

Mezőföldi meszes vályog csernozjom és a savanyú nyírségi homoktalaj elemkészletének összehasonlítása, 1988. "Összes" elemkészlet becslése cc. HNO_3 + cc. H_2O_2 kioldással (Kádár 1991), n = 12

Elem jele	Meszes vályog csernozjom			Savanyú nyírségi homok		
	Min.	Max.	Átlag	Min.	Max.	Átlag
Al %	1.09	1.25	1.17	0.24	0.29	0.25
Fe %	1.80	2.05	1.91	0.48	0.57	0.53
Ca %	1.53	2.22	1.80	0.02	0.05	0.03
Mg %	0.77	0.83	0.79	0.06	0.07	0.06
K %	0.13	0.18	0.15	1.03	0.04	0.04
P %	0.10	0.13	0.11	0.03	0.04	0.03
Mn ppm	679	758	726	136	200	161
Si ppm	133	177	162	93	131	111
Na ppm	14	127	107	56	84	69
Ba ppm	74	80	78	16	26	19
Ti ppm	55	67	60	33	41	38
Zn ppm	42	47	45	43	116	58
Sr ppm	31	53	41	3.2	7.0	5.6

Ni	ppm	27	30	28	5.1	5.9	5.3
Cr	ppm	19	22	20	3.6	4.4	4.0
V	ppm	19	21	20	5.0	6.2	5.4
Cu	ppm	16	18	17	4.4	5.6	5.0
Ga	ppm	12	14	13	4.2	5.5	4.2
Pb	ppm	10	15	13	8.1	13.2	9.2
Co	ppm	8.8	9.9	9.4	2.2	2.7	2.5
Cd	ppm	0.8	1.2	1.0	0.5	0.8	0.6

137. táblázat

Hazai talajok átlagos "felvehető" elemtartalma különböző módszerekkel meghatározva, mg/kg . n = 1013
(Fekete 1989, Marth 1990)

Elem jele	Amm.laktát + EDTA	Amm.acetát + EDTA	0.5 M HNO ₃	0.1 M (NH ₄) ₂ SO ₄	0.125 M CaCl ₂
Ca	12608	14109	14056	3200	-
Mg	879	595	1274	325	199
P	487	245	742	24	4
K	324	271	361	256	105
Fe	465	209	709	0.6	0.16
Al	322	78	1294	3.3	0.01
Mn	371	252	200	11	7.6
Na	61	50	58	43	40
S	46	18	13	-	2.3
Pb	8.9	5.3	5.8	0.10	0.05
Cu	8.7	5.1	6.7	0.08	0.31
Ni	6.4	3.9	5.5	0.20	0.09
Zn	4.0	2.8	7.2	0.38	0.12
Co	3.7	2.1	2.8	0.04	0.04

B	1.6	1.0	3.0	0.25	0.21
Hg	1.4	0.3	0.4	0.17	0.04
Se	0.40	0.38	0.34	0.28	0.13
Mo	0.19	0.06	0.11	0.17	0.09
Cr	0.19	0.03	0.05	+	+
Cd	0.16	0.12	0.19	0.01	+

+ 0.01 mg/kg alatt

Ammon-laktát + EDTA = 0.1 M AL + 0.4 M ecetsav + 0.05 M EDTA

Ammon-acetát+EDTA = 0.5 M AOAC + 0.5 M ecetsav + 0.02 M EDTA

0.5 M HNO₃ = Westerhoff eljárása szerint

0.125 M CaCl₂ = Schachtschabel eljárása szerint

138. táblázat

A különböző oldószerekkel kivont elemek mennyiségének %-os aránya a maximális értékekhez viszonyítva Marth (1990) nyomán

Hazai talajok, n = 1013

Elem jele	Amm.laktát + EDTA	Amm.acetát + EDTA	0.5 M HNO ₃	0.1 M (NH ₄) ₂ SO ₄	0.125 M CaCl ₂
Ca	89	100	100	23	-
Mg	69	47	100	25	16
P	66	33	100	3	0.5
K	90	75	100	71	29
Fe	66	29	100	0.1	0.0
Al	25	6	100	0.3	0.0
Mn	100	68	54	2.9	2.0
Na	100	82	95	70	66
S	100	39	28	-	5
Pb	100	60	65	1.1	0.5
Cu	100	59	77	3.5	0.9
Ni	100	61	86	3.1	1.4
Zn	56	39	100	9.0	1.6
Co	100	57	76	1.1	1.0
B	52	33	100	8.3	7.0
Hg	100	21	28	12.1	2.5

Se	100	95	85	70	32
Mo	100	32	58	89	46
Cr	100	16	26	0.0	0.0
Cd	84	63	100	5.2	1.5

15.5. A szomszédos parcellák szennyeződése (áthordás, blokkhatás)

Kísérletünk split-plot, azaz osztott parcella elrendezésű. Főparcellákat az egyes elemek, alparcellákat az adagok jelentik. Egy-egy főparcellában (blokkban) a kezelt és a kezeletlen parcellák egymás mellett, ill. egy sorban helyezkednek el. A szántás, művelés során a traktor és a munkagépek kerekeire talaj tapad, a mintavételek során a mintave-vők többször átjárnak a parcellákon. Kérdés milyen mérvű szennyezés történhet ilyen áthordással? Milyen mértékben szennyeződhet a parcella védett nettó területe, amely a szántással való közvetlen áthordással szemben már védettnek tekinthető, hiszen 1-1 m sávot körben elhagyunk a betakarításkor, ill. a mintavételek során.

Az említett módszertani vizsgálatokra azért volt szükség, mert ez a probléma korábban a hagyományos agronómiai kísérletezésben kevésbé jelentkezett. Műtrágyázási kísérleteinkben az ilyen mérvű, nyo-mokban megnyilvánuló szennyeződés hibahatáron belül adódhat, hiszen a makroelemek forgalma ill. felvétele 10-100 kg/ha nagyságrendű. Mikroelemekkel végzett trágyázási kísérletek egyrészt ritkák, másrészt az ajánlott trágyaadagok néhány vagy néhány 10 kg/ha mennyiséget tehetnek ki. Talajvizsgálatokkal gyakran még a kezelések hatása sem követhető nyomon. Hasonló terhelési kísérletekben azonban új körülmények és hibaforrások keletkeznek:

1. Az adag 1-2 nagyságrenddel meghaladhatja az agronómiai kísérletekben ajánlott, ill. felhasznált mikroelem mennyiségeket.
2. A kiindulási talajok tiszták, a szennyező elemeket csak nyomokban vagy mérés határ alatti koncentrációkban tartalmazzák. Terhelési kísérletben

szennyezettségüket azonban sok száz vagy sok ezerszeresére növeljük.

3. Az erősen szennyezett talaj szinte észrevétlenül szennyezheti a környezetét (gépek, emberek, állatok, rovarok, szél, víz általi finom áthordás a szomszéd parcellára). Ez a szennyezés az eredeti talaj vagy növényzet elemtartalmában akár kimutatható vagy nagyságrendi dúsuláshoz vezethet.

Kísérletünkben az As, Cd, Hg, Se blokkon belüli "0" parcellái hiányoznak, hiszen az 1. szintet a 30 kg/ha adag képviseli. A probléma nem igazán érinti azon elemeket sem, melyek felvehető készlete nagy a talajban és így a mikroméretű átszűrődés nem okozhat nagymérvű háttérszennyezést. Ide tartozik elsősorban az Al, Ba, Sr, de részben a Cu és Zn is. A 139. táblázatban összehasonlítottuk az eredeti szennyezetlen (blokkon kívüli kontroll) talaj felvehető Cr, Mo, Ni, Pb, Zn tartalmát az egyes alparcellák (blokkhatás) kontroll parcelláival. Amint látható, elsősorban a Mo átszűrődése tűnik jelentősnek, a blokkon belüli kontroll talajban mérhetővé vált mindhárom mintavételi időben a Mo. A nagyobb szennyezéshez az is hozzájárulhat, hogy mindkét ismétlésben a kontroll melletti parcella a maximális 810 kg/ha Mo terhelésű.

139. táblázat

Szomszédos parcellák talajszennyeződése (blokkhatás, áthordás) a szabadföldi kísérletben. Felvehető elemtartalom.
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991-1993. ppm

Elem jele	Kontroll, ill. blokkhatás	Mintavétel naptári ideje			
		1991.07.04.	1991.08.12.	1992.11.02	Átlag
Cr	1. Kontroll	0.0	0.0	0.0	0.0
	2. Kontroll	0.1	0.0	0.4	0.2
Mo	1. Kontroll	0.0	0.0	0.0	0.0
	2. Kontroll	0.9	0.2	2.5	1.2
Ni	1. Kontroll	3.1	3.0	4.2	3.4
	2. Kontroll	2.8	2.7	5.0	3.5
Pb	1. Kontroll	4.0	4.0	7.2	5.1
	2. Kontroll	5.2	4.4	8.2	5.9
Zn	1. Kontroll	1.4	1.4	1.7	1.5
	2. Kontroll	2.0	1.5	2.8	2.1

-
1. Kontroll: Eredeti talaj szennyezettsége, blokkon kívüli kontroll
 2. Kontroll: Blokkon belüli kontroll talaj, szomszédos parcella kezelt. A mintavétel minden esetben 20-20 pontminta/nettó parcella átlagá-val történt.

Hasonló módon a növények szennyeződését is megvizsgáltuk és összevetettük a blokkon belüli "0" parcellák növényi elemtartalmát a blokkon kívüli kontrollal. Amint a 140. táblázat eredményei tanúsítják, a rendkívül mozgékony Mo szennyeződés rohamosan emelkedik a 0 kg/ha Mo kezelésű (ill. kezelés nélküli) parcellákon. Az első évben már mérhetővé vált a 4-6 leveles kukorica és a fiatal gyomok hajtásában. A virágzáskori levél és az aratáskori szem még szennyezetlen maradt. Az 1992. évi fiatal sárgarépában és főleg a gyom hajtásában már stabilan magas értékeket kaptunk, míg az 1993. évi burgonya lombja virágzáskor 10 ppm körüli szennyezést mutatott. Növekvő gyakoriság-gal jelentkezik a növények Pb szennyeződése is, bár közel sem olyan mértékben. A Zn dúsulása még nem egyértelmű.

A bemutatott adatok a hagyományos kísérleti technika korlátaira ill. hibaforrásaira hívják fel a figyelmet. Amennyiben a kísérletek hibáit megismerjük, azok az értékelés során kiszűrhetők és a helyes következtetések levonását nem akadályozzák. Mindenesetre a módszertani vizsgálatokat tovább kell folytatni és hasonló kísérleti terveknel nagyobb biztonsági sávokat kell hagyni a parcellák körül. Sajnos ez egyben azt is jelenti, hogy megnő a parcellák és az utak mérete, a kísérlet bruttó területe, azaz a kísérletek költsége. Felmerül a kérdés, hogy mely kísérleti elrendezés volna a leginkább célravezető az új kísérletek tervezésénél? Hogyan csökkenthető a kísérlet mérete és költsége anélkül, hogy a hibaforrások megnehezítenék az eredmények értékelését.

140. táblázat

**Szomszédos nettó parcellák növényeinek szennyeződése a blokkhatás
(áthordás) nyomán
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991-1993. ppm**

Mintavétel száma	Mo		Pb		Zn	
	1.Kontroll	2.Kontroll	1.Kontroll	2.Kontroll	1.Kontroll	2.Kontroll
1991-ben						
1.	0.0	3.4	0.0	0.0	26	17
2.	0.0	3.9	3.7	3.7	24	24
3.	0.2	1.2	0.0	0.0	21	20
4.	0.0	0.0	0.0	1.1	18	18
5.	0.0	0.0	0.0	0.0	7	8
6	0.0	0.0	0.5	4.3	7	7
1992-ben						
7.	0.1	6.0	0.2	0.8	29	28
8.	0.5	18.6	0.4	0.9	26	29
9.	0.0	6.7	0.5	0.8	15	32
10.	0.0	2.9	0.3	1.9	17	18
1993-ban						
11.	0.0	11.6	0.0	0.0	14	16
12.	0.0	9.5	0.0	0.2	10	19

1 = 4-6 leveles kukorica hajtása
2 = 4-6 leveles kukorica gyökere
3 = gyom hajtása
4 = kukorica levél virágzáskor
5 = kukorica szem
6 = kukorica szár

7 = sárgarépa hajtása nyáron
8 = gyom hajtása
9 = sárgarépa lomb betakarításkor
10 = sárgarépa gyökér ősszel
11 = burgonya lomb virágzás elején
12 = burgonya lomb virágzás végén

16. A borsó kísérlet eredményei 1994-ben

A kísérlet 4. évében Smaragd fajtájú borsót vetettünk gabona sortávolságra, viszonylag sűrű állományt létrehozva. A talajmintavétel a szokásos módon a felső 20 cm rétegből történt, 20-20 pontminta egyesítésével a parcellák nettó területéről. A növénymintákat az alábbi időpontokban szedtük:

- levélminta 20 db parcellánként virágzás kezdetén 05. 26-án,
- teljes növény 20 db parcellánként zöldborsó állapotban 06. 14-én,
- teljes növény 20 db parcellánként szárazborsó állapotban 07. 18-án.

A mintavételeket kombájn aratás követte. Külön meghatároztuk a zöldborsó és a szárazborsó szem/hüvely/szár súlyarányait és elemösszetételét parcellánként. A virágzás elejei levélmintákkal együtt ez $7 \times 104 = 728$ növény + 104 talaj, azaz 832 db minta analízisét jelentette 20-25 elemre. A közel 20 ezres adattömeg kiértékelése még nem fejeződött be, ezúton az eredmények egy részének közlésére kerül sor. Hely hiányában általában csak azokat az adatokat közöljük táblázatainkban, amelyeket a termés csökkenést okozó kezelésekben kaptunk. A kísérletben végzett agrotechnikai műveletekről, mintavételekről és megfigyelésekről a 141. táblázat nyújt áttekintést.

A tenyésztő folyamán végzett állománybonitálások szerint az As, Cr és Se kezelések bizonyultak fitotoxikusnak a borsóra. Elsősorban a Se, valamint a nagyobb As terhelésű parcellákon az állomány elsárgult, vontatottan kelt és alacsony maradt. A zöld levélsúly virágzás kezdetén töredékére esett vissza az említett parcellákon. A 142. táblázatban bemutatott adatokból az is megállapítható, hogy a virágzás elejei levelek 10 % körüli szárazanyag tartalma 14 % fölé emelkedik a leginkább toxikus As és Se terhelés nyomán, a levelek élettani aktivitása csökken és elszáradásuk előrehaladottabb. A bonitálások, levélsúly és szárazanyag %-ok eredményei összhangban vannak, ill. egy irányba mutatnak. A 13 vizsgált szennyezőből 3 bizonyult érdemben mérgezőnek.

141. táblázat

A borsó kísérletben végzett agrotechnikai műveletek, mintavételek és megfigyelések.
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1993. ősz - 1994. ősz

Munka megnevezése	Időpontja	Megjegyzés
Egyirányú szántás	1993.10.26.	MTZ Lajta ekével
Kombinátorozás	1994.03.11.	MTZ kombinátorral
Vetés+magtakarás	03.11.	Gépi vetés+fogasolás
Hengerezés	03.11.	T4K+simahenger
Egyenletesen sorol	03.31.	Egész kísérletben
Kísérlet kitűzése	04.19.	Karók lehelyezése
Hajtás-elszáradás	04.20	Se, As kezelésekben
Talajmintavétel (0-20 cm)	04.25.	Parcellánként átlagminta
Levélmintavétel (virágz.kezdete)	05.26.	20 db/parcella
Kerítés lehelyezése	05.30.	Drótháló kézzel
Kísérleti bemutató	06.07.	Országos, nyilvános
Virágzás vége	06.07.	Hüvelyesedés kezdődik
Zöldborsó mintavétel	06.14.	Földfeletti teljes növény
Minták feldolgozása	06.15-16.	Szem/szár elkülönítése
Növénymintavétel	06.16.	KÉKI-be szállítva
Kézi gyomirtás	07.14.	Nagytestű gyomok
Mintakéve aratás előtt	07.18.	1-1 m ² /nettó parcella
Betakarítás	07.18.	Parcellakombájn
Mintakéve feldolgozása	07.26-29.	Kézzel+parcellacséplés
Ezerszem számlálás	12.13-20.	Parcellánként 4 ismétl.
Minták darálása analízisre	1995.02.08.	Parcellánként

Egyéb adatok, megfigyelések:

Vetőmag fajtája: **SMARAGD**

Vetőmag mennyisége: 14-17 db/fm, azaz 240-260 kg/ha

Vetés mélysége: 5-8 cm, gabona sortávolságra vetve

Parcellák nettó (értékelt) területe: 2.1x6=12.6 m²

Bonitálás állományfejlettségre: 1994.05.05. (korai fejlettség)

1994.05.26. (virágzás kezdete)

1994.07.18. (kombájnolás előtt)

142. táblázat

Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a borsóra (Smaragd fajta)

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Bonitálás 1994.05.05-én (Korai fejlettség)						
As*	5.0	5.0	4.5	2.0	0.8	4.1
Cr	4.0	5.0	5.0	4.5		4.6
Se*	4.0	3.0	2.0	1.0		2.5
Bonitálás 1994.05.26-án (Virágzás kezdete)						
As*	5.0	5.0	3.0	1.0	0.7	3.5
Cr	4.5	4.5	4.0	3.0		4.0
Se*	4.0	3.5	1.0	1.0		2.4
Bonitálás 1994.07.18-án (Aratáskor)						
As*	4.5	4.5	4.0	1.0	0.9	3.5
Cr	5.0	4.5	4.5	4.5		4.6
Se*	5.0	3.5	1.0	1.0		2.6
Zöld levél g/20 db (Virágzás kezdetén)						
As*	16.5	15.7	14.9	4.0	4.9	12.8
Cr	20.1	17.2	15.8	9.6		15.7
Se*	14.4	12.8	4.0	2.0		8.3
Levél szárazanyag %-a (Virágzás kezdetén)						
As*	10.2	10.2	11.2	14.5	1.2	11.5
Cr	12.0	12.2	11.7	11.0		11.7
Se*	10.2	11.2	12.7	14.4		12.1

Bonitálás: 1 = alacsony sárguló állomány
5 = igen jól fejlett zöld állomány

16.1. Kezelések hatása a zöld- és szárazborsó termésére

A zöldborsó termését a parcellánként vett 20-20 föld feletti növény adatai alapján állapítottuk meg. A szedéskori friss magtermés eredményeit a 143. táblázat foglalja össze. Amint a táblázatban látható, a növekvő As

és Cr terheléssel a mag súly mintegy a felére csökken, míg a nagyobb adagú Se kezelésekben értékelhető termést már nem kaptunk. A 13 elemből tehát 3 elem mutatott kifejezett fitotoxicitást. A továbbiakban csak e három termés csökkenést okozó kezelés hatását vizsgáljuk részletesebben a termés elemekre, valamint a szárazanyag %-ok alakulására.

143. táblázat

Kezelések hatása a zöldborsó magtermésére
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
20 db növény szedéskori zöld magtermése, g						
Al	122	127	123	115		122
As*	87	105	69	44		76
Ba	120	120	132	109		120
Cd*	105	99	102	93		100
Cr	110	121	86	48		91
Cu	103	97	101	111	29	103
Hg*	118	102	95	90		101
Mo	139	111	115	116		120
Ni	108	112	124	109		113
Pb	112	131	109	111		116
Se*	121	121	-	-		60
Sr	110	110	102	118		110
Zn	113	115	101	114		111
SzD _{5%}			40			25
Átlag	113	113	101	95	8	106

- Értékelhető termés nem volt

A 144. táblázatban megfigyelhető, hogy a 20-20 növényen ter-mett hüvelyek tömege szintén átlagosan felére csökken az As és Cr terhelés emelkedésével, míg az extrémebb Se adagolás gyakorlatilag terméketlenné tette a talajokat. A hüvelyek szárazanyag %-a jelzi a mérgezést, ill. az elszáradást. A szártermésben ugyanezen tendenciák érvényesülnek és a változások mértéke, nagyságrendje is megfelel a mag, valamint a hüvely termésénél elmondottakkal. A hüvely és a szár 20-25 %

szárazanyag tartalma ugrásszerűen 50-60 %-ra emelkedik a pusztuló, extrém adagú Se kezelésben.

144. táblázat

Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a zöldborsóra
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
g/20 db növény zöld hüvelytermése						
As*	67	88	49	38	26	60
Cr	73	86	52	29		60
Se*	117	124	12	3		64
g/20 db növény száraz hüvelytermése						
As*	14	17	11	8	5	12
Cr	15	17	12	7		13
Se*	22	22	4	2		13
Hüvely szárazanyag %-a						
As*	22	21	22	26	4	23
Cr	21	20	23	26		22
Se	19	19	32	62		33
g/20 db növény zöld szártermése						
As*	214	244	154	88	60	175
Cr	250	290	204	93		210
Se*	239	206	23	10		120
g/20 db növény száraz szártermése						
As*	46	56	33	33	16	42
Cr	62	70	50	24		52
Se*	59	54	10	5		32
Szár szárazanyag %-a						
As*	23	23	21	59	16	31
Cr	25	24	25	26		25
Se*	25	26	45	51		37

A hüvely és szártermésnél tapasztalt depresszió a magtermésben még inkább megnyilvánul a tekintetben, hogy a nagyobb Se terhelésnél kifejezett magvakat már nem találtunk. A zöldborsó mag szárazanyag-tartalma 30-40 % között ingadozott és nem változott érdemben a kezelések nyomán. A 20 föld feletti növény átlagosan 400-500 g friss, ill. 100-120 g légszáraz tömeget adott a szennyezetlen talajon 25 % körüli légszáraz-anyag tartalommal. Ez megduplázódott a maximális Se kezelés eredményeképpen, a növények gyors elszáradását és pusztulá-sát okozva (145. táblázat).

145. táblázat

Terméscsökkenést okozó kezelések hatása a zöldborsóra
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
g/20 db növény zöld magtermése						
As*	87	105	69	44	29	76
Cr	110	121	86	48		91
Se*	121	121	-	-		60
g/20 db növény légszáraz magtermése						
As*	32	37	25	15	12	27
Cr	42	45	35	20		36
Se*	39	39	-	-		20
Zöldborsó mag légszáraz anyag %-a						
As*	37	35	36	35	3	36
Cr	38	37	40	43		40
Se*	32	32	-	-		32
g/20 db zöld föld feletti növény összesen						
As*	368	438	272	169	107	312
Cr	433	497	342	170		360
Se*	476	451	36	14		244
g/20 db légszáraz föld feletti növény összesen						
As*	92	110	69	56	26	82
Cr	119	132	97	51		100
Se*	120	115	14	8		64
Légszáraz anyag %-a a föld feletti hajtásban						
As*	25	25	25	33	8	27
Cr	27	27	28	30		28
Se*	25	26	39	57		37

A terméscsökkenés elsősorban a hüvelyek számában nyilvánult meg. A kombájn betakarítást követően elvégzett szárazborsó ezermag-számlálás eredményei szerint a megmaradt magvak tömege és mérete nem csökkent, sőt emelkedett a Se és az extrém As terhelés nyomán. Erre utalnak a 146. táblázat adatai. Az is megállapítható, hogy az ősz-szes föld feletti légszáraz termésből 35 %-kal részesedett a mag, 15 %-kal a hüvely és a maradék 50 %-ot a szár képviselte a kísérlet átlagában. Az extrém As adagnál a főtermés aránya 26 %-ra süllyedt, ill. a nagyobb Se terhelésnél a hüvely+szár melléktermék aránya 100 %-ra emelkedett.

A 07. 18-án kombájnolt szárazborsó ebben az évben közepes termést adott. A magtermés 2-3 t/ha, a melléktermés hüvely+szár 4-7 t/ha, azaz az összes föld feletti légszáraz hozam 6-10 t/ha mennyiséget képviselt. Megemlítjük, hogy a 3 t/ha feletti mag, ill. 6 t/ha feletti melléktermés maximumait az enyhén szennyezett Se és az áthordással szintén enyhén szennyezett Pb kezelésű parcellákon kaptuk. Ezek a terméstöbbletek egyértelműen nem igazolhatók, de figyelemre méltók és további vizsgálatokat igényelnek. A légszáraz magtermés és a melléktermés eredményeit a 147. táblázatban tekinthetjük át.

Amint a 148. táblázatban látható az Pb és Se elemekkel enyhén szennyezett talajon a föld feletti összes légszáraz hozam a 10 t/ha értéket is elérte vagy meghaladta. A magtermés 30-35 %-át adta átlagosan a föld feletti hozamnak, de az extrém As kezelésben ez az érték 18 %-ra süllyed. Ugyanitt a melléktermés túlsúlya 5-6-ra emelkedett, tehát az agronómiai-gazdasági szempontból fontos "harvest index" mutató drasztikusan romlott. A többi elem ill. kezelés azonban nem módosította érdemben a mellék/főtermés arányait, azaz a fito-toxicitás egyaránt jelentkezett a vegetatív és generatív szervekben, a vegetatív és generatív fejlődési fázisban.

146. táblázat

Kezelések hatása a zöldborsóra
Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, Smaragd fajta, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Hüvely db/20 növény						
As*	69	84	53	43		62
Cr	72	81	59	45	20	64
Se*	91	86	27	9		53
Ezermag tömege 07. 18-án, g						
As*	243	248	239	292		255
Cr	248	253	250	242	10	248
Se*	260	272	-	-		266
Magtermés az összes légszáraz hozam %-ában						
As*	35	34	38	26		33
Cr	35	34	36	40	9	36
Sr*	32	34	-	-		33
Hüvelytermés az összes légszáraz hozam %-ában						
As*	15	16	16	14		15
Cr	13	13	12	14	3	13
Se*	19	20	27	28		23
Szártermés az összes légszáraz hozam %-ában						
As*	50	51	47	60		52
Cr	52	53	52	46	10	51
Se*	49	47	73	72		60

A légszáraz termésben a mag 35, hüvely 15, szár 50 %-kal részesült
A zöld/friss termésben a mag 25, hüvely 20, szár 55 %-kal részesült

147. táblázat

Kezelések hatása a szárazborsó mag és a hüvely+szár termésére
Mészlepedékes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 07. 18.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Légszáraz mag, t/ha						
Al	2.70	2.94	2.72	2.46		2.71
As*	2.40	2.59	2.34	0.43		1.94
Ba	2.51	2.19	2.50	2.81		2.50
Cd*	2.37	2.25	2.33	1.95		2.22
Cr	2.51	1.98	1.93	1.55		1.99
Cu	2.05	2.09	1.95	2.13		2.06
Hg*	2.57	2.76	2.72	2.64	0.79	2.67
Mo	2.89	3.07	2.91	2.71		2.89
Ni	2.85	2.00	2.29	2.37		2.38
Pb	3.27	2.75	2.85	2.53		2.84
Se*	3.41	2.35	-	-		1.44
Sr	2.98	2.51	3.39	3.07		2.99
Zn	2.32	2.56	2.41	2.69		2.50
Légszáraz hüvely+szár, t/ha						
Al	4.95	5.53	4.27	5.06		4.95
As*	4.63	5.13	4.08	1.98		3.96
Ba	4.77	3.94	4.56	5.86		4.78
Cd*	4.03	4.24	4.50	3.21		3.99
Cr	4.64	3.90	3.74	2.33		3.87
Cu	3.86	4.15	3.83	3.63		3.87
Hg*	4.38	4.99	4.92	4.20	1.96	4.62
Mo	5.09	7.96	6.42	5.19		6.16
Ni	4.80	3.58	3.69	4.07		4.04
Pb	6.71	4.47	5.34	4.79		5.33
Se*	7.44	4.79	-	-		3.06
Sr	5.40	4.28	6.16	5.76		5.40
Zn	4.16	5.19	4.13	5.88		4.84

- Értékelhető termés nem volt

SzD_{5%} oszlopokra: mag = 1.04 t/ha, hüvely+szár = 2.54 t/ha

SzD_{5%} oszlop átlagra: mag = 0.79 t/ha, hüvely+szár = 1.89 t/ha

148. táblázat

Terméscsökkenést okozó kezelések hatása az aratáskori szárazborsóra

Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Összes föld feletti hozam, t/ha, légszáraz						
As*	7.03	7.72	6.42	2.41		5.90
Cr	7.15	5.88	5.67	3.88	2.70	5.64
Pb	10.08	7.22	8.19	7.32		8.20
Se*	10.85	7.14	-	-		4.50
Magtermés az összes hozam %-ában						
As*	34	34	36	18		30
Cr	35	34	34	40	12	36
Pb	33	38	35	35		35
Se*	31	33	-	-		32
Melléktermés/főtermés aránya						
As*	2.9	3.0	2.7	5.6		3.6
Cr	2.8	3.0	2.9	2.5	1.4	2.8
Pb	3.0	2.6	2.9	2.9		2.8
Se*	3.2	3.0	-	-		3.1

- Értékelhető termés nem volt

16.2. Kezelések hatása a levelek összetételére virágzás elején

A virágzás kezdetén vett borsólevelek összetételéről a 149. táblázat nyújt információt. Kezeletlen talajon a levél mindössze 5 elemet tartalmazott kimutatható mennyiségben: Sr = 64, Al = 13, Zn = 9, Cu = 6, Ba = 5 ppm. Az As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Pb, Se általában 0.1 ppm alatt maradt. A terhelés hatására sem emelkedett igazolhatóan az Al és As koncentrációja, valamint a 2-3 ppm körüli értéket nem haladta meg a Cd, Cr, Hg, Ni, Pb tartalma. Igaz, hogy utóbbi elemek-nél ez a 2-3 ppm nagyságrendi dúsulásokat takar.

149. táblázat

Kezelések hatása a légszáraz borsólevél elemtartalmára virágzás kezdetén, ppm

Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994. 05. 26.

Elem jele	Adagolás 1991. 04. 22-én, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	13.0	12.4	16.0	12.3	8.0	13.4
As*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Ba	5.0	8.0	9.9	16.0	3.7	9.7
Cd*	0.3	0.4	0.6	1.0	0.5	0.5
Cr	0.0	0.0	0.1	0.8	0.4	0.2
Cu	6.0	8.3	8.7	9.0	2.0	8.0
Hg*	0.0	0.0	0.0	2.2	0.1	0.6
Mo	0.0	180	380	502	61	266
Ni	0.0	0.0	1.7	3.3	0.4	1.2
Pb	0.0	0.8	1.0	1.6	0.6	0.8
Se*	88	291	330	200	40	225
Sr	64	87	174	492	42	204
Zn	9	36	42	56	9	36

Kezeletlen talajon az As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Pb, Se 0.1 ppm alatt

Jelentéktelen a Cu 3 ppm koncentráció emelkedése, mely arra utal, hogy az erős szennyezés ellenére ezen a talajon a Cu felvétele abszolúte korlátozott. A Ba is mindösszesen 3-szorosára nőtt közepes mobilitást mutatva. A Sr és Zn 6-8-szorosára dúsult. Extrém, sokezer-szeres dúsulással ezúton is kitűnt a Mo és a Se, mely elemek koncentrációja a 300-500 ppm körüli értékre emelkedik a terhelés nyomán. Úgy tűnik, hogy az elemek felvételének sajátosságai, a dúsulásuk mértéke vagy nagyságrendje talajra/termőhelyre adott. Hasonló arányok adódtak ugyanis az 1991. évi kukorica levelében, mint az 1992. évi sárgarépa, az 1993. évi burgonya, ill. az 1994. évi borsó levélben az egyes elemek viselkedését illetően.

Ami a fiatal levelek egyéb esszenciális elemtartalmát illeti, a 150. táblázat lábjegyzete szerint a kísérlet átlagában 3-4 % körüli N, 1.5-2 % Ca és K, 0.4 % S, 0.2-0.3 % Mg és P, 60-80 ppm Fe és Na, 20-50 ppm B és Mn, 12 ppm Zn és 6 ppm Cu jellemzi ezt a fejlődési stádiumot. A Se terhelés gyakran igazolható változást okozott számos makro- és mikroelem koncentrációjában. A P kivételével a makroelemek mennyisége csökkent a levélben, különösen a K, Ca és Mg kationoké kifejezetten. Ezzel szemben a mikroelemek tartalma nem ritkán emelkedő: Na, Fe, Al, Zn. A Fe és Zn megháromszorozódik, az Al nagyságrenddel nő meg.

Emelkedő értékeket mutat a nem esszenciális Ni és Pb is a Se parcellák növényeiben. Nem változik ugyanakkor egyértelműen a Sr tartalom. Az esszenciális mikroelemek közül csökkenő a Mn és Cu koncentrációja, de drasztikusan csak a B mennyisége zuhan. Mind a borát, mind a szelenát anion mozgékony a meszes talajokban, feltehetően a szelenát/borát ionantagonizmus jelensége tükröződik a bór-felvétel gátlásában. Összefoglalóan megállapítható, hogy a Se szennyezés egy sor fontos makro- és mikrotápelem felvételén keresztül jelentős befolyást gyakorolhat a talaj tápelemszolgáltató képességére.

Felvetődik a kérdés, hogy a fontosabb tápelemek felvételének gátlásával magyarázható-e a Se mérgezés mechanizmusa? Mely elemnél léphet fel olyan mérvű hiány, mely komoly termés-csökkenést eredményezhet? Ehhez ismernünk kell a kielégítő ellátottság koncentrációit, az optimumokat, ill. a határkoncentrációkat. A 150. táblázat lábjegyzetében közöljük egy másik borsó kísérletben kapott eredményeinket, melyet ugyanezen a talajon végeztünk 1990-ben. A levélmintavétel hasonló módon történt a virágzás kezdetén. Egyúttal bemutatjuk Bergmann (1980) nyomán az irodalomban elfogadott optimumokat.

A lábjegyzetben megadott átlagértékeket ill. irodalmi optimumokat összevetve a 150. táblázatban bemutatott adatokkal megállapítható, hogy extrém alultápláltság állt elő az erős Se szennyezettség nyomán a K, Mg, B, Cu ellátottság terén. Ilyen mérvű hiány, bármelyik elemnél lép is fel, megállíthatja a növekedést, ill. a növény pusztulásához vezethet. Az 1990-ben mért "normális" összetételhez viszonyítva pl. a K = 33, a Mg = 56, a B = 29, a Cu = 50 %-os ellátottságot mutatott a Se-nel erősen szennyezett 810 kg/ha kezelésű parcellák növényeiben. Megjegyezzük, hogy a B kivételével ez a "normális" összetétel valójában már az irodalmi optimum alsó határát jelentette. Az extrém alultápláltság tehát a K, Mg, Cu elemekben indukálódott e talajon.

150. táblázat

A Se-terhelés hatása a légszáraz borsólevél egyéb esszenciális tápelemeinek koncentrációjára
Meszes csernozjom, Nagyhörccsök, 1994.05.26.

Elem jele	Adagolás 1991.tavaszn, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
N %	3.61	3.56	3.18	2.82	0.80	3.29
K %	1.55	1.37	0.93	0.63	0.46	1.12
Ca %	1.30	1.32	0.70	0.78	0.32	1.03

Mg %	0.24	0.23	0.16	0.14	0.05	0.19
S %	0.39	0.53	0.32	0.32	0.10	0.39
P %	0.28	0.24	0.27	0.32	0.07	0.28
Na ppm	68	82	76	106	27	83
Sr ppm	59	69	38	43	42	52
Fe ppm	56	50	76	192	31	93
Mn ppm	40	40	17	26	15	31
Al ppm	9	8	26	116	13	40
B ppm	18	14	9	7	6	12
Zn ppm	6	5	10	22	9	11
Cu ppm	5	5	4	3	2	4
Ni ppm	0.0	0.0	0.2	0.5	0.4	0.2
Pb ppm	0.0	0.2	0.3	0.6	0.6	0.2

A kísérlet átlagában kapott értékek (Nagyhörcsök, 1994. 05. 26.)

N = 3.44 %	S = 0.38 %	Mn = 49 ppm
K = 1.92 %	P = 0.31 %	B = 24 ppm
Ca = 1.46 %	Na = 83 ppm	Zn = 12 ppm
Mg = 0.25 %	Fe = 65 ppm	Cu = 6 ppm

Korábbi NPK kísérletben mért értékek (Nagyhörcsök, 1990. 05. 11.)

N = 3.8-5.6 %	Mg = 0.26-0.49 %	B = 12-19 ppm
K = 1.4-3.1 %	P = 0.20-0.47 %	Zn = 12-23 ppm
Ca = 1.7-3.0 %	Mn = 39-59 ppm	Cu = 6-9 ppm

Irodalmi optimum virágzás kezdetén a levélben (Bergmann 1988):

N = 3.0-4.0 %	Mg = 0.25-0.60 %	B = 30-70 ppm
K = 2.2-3.5 %	P = 0.25-0.50 %	Zn = 25-70 ppm
Ca = 0.5-2.0 %	Mn = 30-100 ppm	Cu = 7-15 ppm

Ismert, hogy a fiatal, nedvdús növényi szövetek K-ban gazdagok, a K hiánya hervadást, elszáradást, rossz vízháztartást eredményez. A Mg klorofill alkotója hiányában a növény elsárgul, a zöld klorofill képződése megáll. A Cu hiányában az enzimek inaktiválódnak és a klorofill szétesik, mert a Cu stabilizálja a klorofillt (ezért is koncentrálnak a levelek kloroplasztjaiban). A három elem funkciója összefügg. Összeségében hiányuk azt eredményezi, hogy a levelek elsárgulnak, majd kifehérednek, kicsik maradnak, elszáradnak és összezsavarodnak, végül elhalnak. A generatív fejlődés is zavart szenved, a növény nem vagy alig virágzik és terméketlen marad. Az elmondottak összhangban vannak a tenyésztési során végzett bonitálások, megfigyelések eredményeivel, valamint a termésadatokkal. A feltett kérdésre tehát igennel válaszolhatunk. Az erős

Se terhelés által okozott mérgezés az indukált K, Mg és Cu együttes hiányával is magyarázható ezen a termőhelyen.

A természsökkenést okozó maximális As terhelésnél szintén megfigyelhetők bizonyos mérvű változások az esszenciális elemek koncentrációiban. Ezek a módosulások kevésbé kifejezettek. A mikroelemek közül igazolhatóan emelkedik a Zn és a Mn, a makroelemeknél pedig a Mg, S és P tartalom. A K %-a mérsékelten itt is csökken. A Cr kezelésekben ezzel szemben minden változás negatív előjelű, a tápelemek koncentrációi igazolhatóan vagy tendencia jelleggel mérséklődnek. Extrém tápelemhiány a Cu és Mg elemekben valószínűsíthető. Említés-re méltó még, hogy a Cd túlsúlya mintegy 1/3-ával csökkentette, míg a Cu trágyázás 1/3-ával emelte a N %-át. A Cd és Cu illetén hatása azonban nem vezetett termésdepresszióhoz. (151. táblázat)

151. táblázat

**Szennyezés hatása a légszáraz borsólevél egyéb esszenciális tápelemeinek koncentrációjára, ppm
Meszes csernozjom, Nagyhörcsők, 1993. 05. 26**

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha	Szd _{5%}				Átlag
	0/30*	90	270	810		
As-terhelés hatására						
Zn ppm	6	6	6	19	9	9
B ppm	23	22	20	18	6	21
Mn ppm	62	60	84	100	15	76
K %	2.25	2.16	1.82	1.70	0.46	1.99
Mg %	0.27	0.28	0.27	0.36	0.05	0.29
S %	0.38	0.34	0.46	0.62	0.10	0.45
P %	0.34	0.31	0.27	0.38	0.07	0.33
Cr-terhelés hatására						
Cu ppm	5.4	5.6	5.0	2.6	2.0	4.6
B ppm	27	12	26	20	6	24
Na ppm	92	64	58	51	27	66
K %	1.93	1.83	2.00	1.46	0.46	1.81
Mg %	0.24	0.22	0.24	0.17	0.05	0.22
S %	0.42	0.32	0.36	0.22	0.10	0.33
P %	0.30	0.29	0.31	0.24	0.07	0.28
Cd-terhelés hatására						
N %	3.47	3.91	2.64	2.21	0.80	3.06
Cu-terhelés hatására						
N %	3.60	3.34	4.17	4.57	0.80	3.92

Megjegyzés: As és Cd 30 kg/ha adag 1991. tavaszán

16.3. Kezelések hatása a zöldborsó szem összetételére

Vajon mennyiben szennyeződhet a közvetlen emberi fogyasztásra, konzervipari feldolgozásra kerülő zöldborsó magtermése ezen a talajon? Amint az 152. táblázatban látható, még az erősen szennyezett kezelésekben sem tudtunk kimutatni mérhető As és Hg dúsulásokat a szemben. Nem változott érdemben az Al és a Cu tartalom. Megháromszorozódott ugyan a Ba és Zn koncentrációja, ez azonban a borsó fogyaszthatóságát károsan nem érinti. A hazai szabvány 0.5 ppm Pb és 0.1 ppm Cd tartalmat engedélyez a száraz hüvelyesekben. Bár e két elem dúsulása mérsékeltnak tűnik (meny-nységük 2 ppm alatt maradt), már a legkisebb Cd és a nagyobb Pb terhelés nyomán fogyasztásra alkalmatlanná válnak. Megemlítjük, hogy 5 ppm Pb és 0.5 ppm Cd tartalom esetén takarmányként még felhasználhatók.

Nincsenek megbízható határértékek a Cr, Mo, Ni, Se, Sr elemek-re, ill. ilyen károsodáshoz vezető maximumokat a hazai szabványok nem közölnek. Mindenesetre már aggodalomra adhat okot az a tény, hogy a Sr és a Ni 7-8-szoros, míg a Cr és Mo két, ill. a Se három nagyságrendbeli dúsulást mutatott. Összefoglalóan megállapítható, hogy a szemben szinte akadálytalanul képes felhalmozódni a Mo és Se. E két elemmel szemben hiányzik a genetikai szűrő. Ellentétes példát az Al, As, Hg, Cu mutat, melyek a nagyobb terhelés vagy szennyezés ellenére sem változnak érdemben, esetleg ki sem mutathatók. Ami az egyéb esszenciális elemeket illeti, megállapítható a táblázat lábjegyzé-tében közölt átlagos tartalmakból, hogy a borsó magtermése gazdag makroelemekben, melyek mintegy kétszeresen haladják meg pl. a gabonamagvakban előforduló mennyiségeket.

152. táblázat

**Kezelések hatása a zöldborsó szem elemtartalmára,
mg/kg légszáraz anyagban
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.**

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	2.25	2.86	2.60	3.66	6.54	2.84
As*	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Ba	0.70	0.96	1.38	2.36	0.50	1.35
Cd*	0.13	1.17	1.20	1.54	0.24	1.01
Cr	0.00	0.08	0.14	0.18	0.15	0.10
Cu	6.73	9.09	8.07	8.98	1.11	8.22
Hg*	0.00	0.00	0.00	0.00	-	0.00
Mo	1.62	88.60	135.50	147.50	10.45	93.30
Ni	1.58	5.89	8.77	13.10	0.91	7.34
Pb	0.09	0.32	1.36	1.42	0.79	0.79
Se*	72.15	176.00	-	-	13.18	124.08
Sr	3.15	4.94	8.45	22.20	1.37	9.68
Zn	21.50	44.68	49.12	58.60	6.50	43.48

- Értékelhető termést nem kaptunk

Kezeletlen talajon az As, Cd, Co, Cr, Hg, Pb 0.1 ppm méréshatár alatt

A kísérlet átlagában kapott esszenciális elemtartalmak:

N = 2.85 %	NO ₃ -N = 2100 ppm
K = 1.01 %	Fe = 61 ppm
P = 0.44 %	Na = 17 ppm
S = 0.17 %	Mn = 13 ppm
Mg = 0.14 %	B = 7 ppm
Ca = 0.10 %	

16.4. Kezelések hatása a zöldborsó szem minőségére (Daood Hussein és Kádár Imre)

Ez évben a klorofill-A és klorofill-B tartalmakat, valamint a karotinoidokat vizsgáltuk a zöldborsó magtermésében. Az eredményeket $\mu\text{g/kg}$ friss anyagra közöljük. Az elemzések céljaira 1994. 06. 14-én parcellánként 20-20 átlagos növényt vettünk, amelyeket a Központi Élelmiszeripari Kutatóintézet Lipidkémiai Laboratóriuma készített elő analízisre és határozta meg a minőségi jellemzőket. Emlékeztetőül a béta karotin, lutein és az összes karotinoida mennyiségeit a sárgarépa-ban is mértük és mg/kg koncentrációkban közöltük az eredményeket. A répa gyökere tehát több nagyságrenddel gazdagabb karotinban, mint a borsó szemtermése.

A klorofill vagy levélzöld a sejtplazma zöld festékanyaga. A kloro-fill-A kékeszöld, a klorofill-B sárgászöld színű, zsírban oldódó viaszallo-mányú pigmentek, melyek a fényenergiát elnyelik és továbbítják a foto-szintézis során. Fizikai és kémiai hatásokra egyaránt érzékenyek, a savak a klorofill Mg-ját kioldják, a lúgok szintén roncsolják. Vizsgálataink szerint két elem befolyásolta bizonyíthatóan a klorofill koncentráció-ját. Mind a klorofill-A, mind a klorofill-B tartalom emelkedett az As és csökkent a Cr terhelés nyomán. A borsószem klorofill-A készlete 0.8-1.7 ppm, a klorofill-B készlete 4-8 ppm tartományban ingadozott a friss anyagban. A két összetevő aránya 1:5 körüli átlagosan, mely meglehetősen állandónak tűnt és a kezelések hatására sem változott érdemben. (153. táblázat)

A lutein vagy xantofil az egyik legelterjedtebb természetes karotinoid, a klorofill állandó kísérője, sárga színű pigment. Előfordul a tojás sárgájában, tejben, vérsérumban, sárgarépában, kukoricában, borsószemben stb. Ez az anyag okozza az őszi levelek sárgulását (elszíneződését) is. A béta karotint a sárgarépa minősége kapcsán már említettük. Közel 100 féle növényi színezőanyagot ismerünk, melyek gyűjtőneve "karotinoidok". Többnyire sárga, vörös és ibolya színűek, színüket a konjugált kettős kötések adják. Egyik fő alkotójuk a béta karotin, mely az állati vagy emberi szervezetben A-vitaminná oxidálódik és fontos élettani funkciót tölt be. Amint a 154. táblázatban látható, a lutein és a béta karotin mennyiségét itt is mérsékelten növeli az As, míg a Cr drasztikusan csökkenti. Az összes karotinoid készlete felére süllyed a Cr, valamint átlagosan 1/3-ával emelkedik az As, Mo, Se és Zn terheléssel. Tehát a Cr kivételével a többi elem nem rontotta, sőt javította a borsószem eme minőségi jellemzőit.

153. táblázat

Kezelések hatása a zöldborsó magtermésének összetételére
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.
($\mu\text{g/kg}$ friss anyagban)

Elem	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha	SzD _{5%}	Átlag
------	--	-------------------	-------

jele	0	90	270	810		
Klorofill-A						
As		1.25	1.45	1.70		1.47
Cr		1.20	1.20	0.80		1.06
Cu		1.25	1.30	1.35		1.30
Hg		1.12	1.34	1.25		1.24
	1.18				0.34	
Mo		1.08	1.35	1.40		1.28
Se		1.45	-	-		1.45
Sr		1.40	1.35	1.30		1.35
Zn		1.25	1.25	1.25		1.25
Klorofill-B						
As		6.00	6.85	7.95		6.93
Cr		6.10	5.50	3.95		5.18
Cu		6.70	6.73	6.50		6.64
Hg		6.48	5.70	6.38		6.19
	5.65				1.35	
Mo		4.95	6.10	6.40		5.82
Se		6.90	-	-		6.90
Sr		6.65	6.85	6.10		6.53
Zn		6.25	6.50	6.65		6.47

- Értékelhető termést nem kaptunk

154. táblázat

**Kezelések hatása a zöldborsó magtermésének összetételére
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.
(µg/kg friss anyagban)**

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0	90	270	810		
Lutein						
As		9.5	10.6	11.2		10.4
Cr		9.1	9.2	5.9		8.1
Cu		9.1	9.0	10.6		9.6
Hg		8.7	9.6	10.6		9.6
	9.3				1.7	
Mo		9.3	9.5	9.9		9.6
Se		10.9	-	-		10.9
Sr		10.4	10.4	9.4		10.1
Zn		9.2	9.6	10.9		9.9
Béta karotin						
As		2.6	3.4	4.4		3.5
Cr		2.4	1.4	0.6		1.5
Cu		2.8	2.6	3.2		2.9
Hg		3.6	3.5	2.4		3.2
	2.4				1.2	
Mo		2.3	2.5	2.8		2.5
Se		3.0	-	-		3.0
Sr		2.7	3.2	2.5		2.8
Zn		2.4	2.6	3.4		2.8
Összes karotinoid						
As		16.2	18.2	20.4		18.2
Cr		15.1	14.8	7.3		12.4
Cu		15.3	15.0	18.4		16.3
Hg		19.2	17.4	18.0		18.2
	15.3				3.7	
Mo		15.0	16.1	19.2		16.8
Se		19.4	-	-		19.4
Sr		14.4	17.8	17.9		16.7
Zn		14.8	17.5	20.6		17.6

- Értékelhető termést nem kaptunk

16.5. Kezelések hatása az aratáskori melléktermés össze-tételére

A szár+hüvely termés analízise, összevetve a virágzás elejei levél-lel, jóval kifejezettebb dúsulásokat jelez. Ismert, hogy az elemek többségének transzportja gátolt a föld feletti szervekbe, legnagyobb mérvű akkumulációt a szennyezett talajjal érintkező gyökerek, majd a fiatal hajtás és szár mutatnak általában. Ez alól kivételt képezhet néhány mobilis elem, mely jórészt a vízzel/tömegárammal gyorsan a felső növényi szervekbe juthat és ott koncentrálódhat. Esetünkben a Mo, Se, Sr és Zn tartalom már a fiatal, virágzáskori levélben is elérte azokat az értékeket, dúsulásokat, melyeket a szárban találunk. A lég-száraz borsó szár+hüvely termésének összetételét a 155. táblázatban tanulmányozhatjuk.

155. táblázat

Kezelések hatása a légszáraz borsó szár+hüvely összetételére aratáskor
Meszes csernozjom, Nagyhörccsök, 1994. 06. 14. ppm

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Al	109	100	115	111	75	109
As*	1	1	3	12	1	4
Ba	9	20	30	54	5	28
Cd*	1.8	2.5	3.2	9.3	1.3	4.2
Cr	0.0	2.0	4.7	9.2	0.8	4.0
Cu	3.4	5.5	7.8	7.3	1.0	6.0
Hg*	0.0	0.0	3.8	15.6	1.8	4.8
Mo	0	172	315	427	26	228
Ni	0.5	1.1	2.5	6.5	0.6	2.6
Pb	0.1	1.3	2.3	4.4	1.4	2.4
Se*	52	126	-	-	9	89
Sr	100	193	289	682	74	316
Zn	6	13	22	46	4	22

Kezeletlen talajon az As, Cd, Co, Cr, Hg, Mo, Pb, Se 0.1 ppm körül vagy alatt maradt

Míg a virágzáskori levélben az As egyáltalán nem volt kimutatható és a maximális terhelésnél is csak 1-3 ppm körüli vagy alatti Cd, Cr, Hg, Ni és Pb tartalom jelentkezett, a szárban jelentős koncentrációkat találunk. Az Pb 4.4, a Ni 6.5, a Cr és a Cd 9, az As 12, a Hg 15 ppm értéket ért el a 810 kg/ha kezelésű talajon. Az egyes elemek dúsulási-sának sorrendje és nagyságrendje követte a korábbi években tapasztaltakat: gyakorlatilag nem változott az Al, megduplázódott a Cu, 5-10-szeresére nőtt a Ba, Ni, Sr, Zn mennyisége. Mintegy 40-szeresére emelkedett az Pb, legalább 2

nagyságrenddel az As, Cd, Cr, Hg, valamint sokezerszeresére a Mo és Se koncentráció (155. táblázat). A virágzáskori levélhez hasonlóan jelentkezett a Cr és Se terhelés hatása az egyéb, részben esszenciális elemek tartalmában. Adatainkat a 156. táblázatban foglaltuk össze a Cr kezelések függvényében.

156. táblázat

A Cr terhelés hatása az aratáskori légszáraz borsószár+hüvely egyéb elemeinek tartalmára
Meszes csernozjom talaj, Nagyhörcsök, 1994. 06. 14.

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha	Szd _{5%}				Átlag
	0/30*	90	270	810		
Ca %	1.78	2.14	1.92	2.04	0.43	1.97
K %	0.96	1.01	1.05	0.89	0.22	0.98
N %	0.86	0.87	1.03	0.66	0.23	0.86
S %	0.25	0.22	0.22	0.18	0.06	0.22
Mg %	0.21	0.25	0.22	0.20	0.05	0.22
P %	0.14	0.18	0.21	0.10	0.06	0.16
NO ₃ -N ‰	0.13	0.16	0.10	0.09	0.07	0.12
Fe ppm	137	200	210	356	116	225
Sr ppm	118	119	134	137	74	127
Al ppm	101	101	116	187	75	126
Na ppm	96	90	70	48	53	76
Mn ppm	37	51	55	64	19	52
B ppm	18	21	20	16	4	19
Ba ppm	8	11	10	14	4	11
Zn ppm	3.35	5.68	4.96	5.73	3.82	4.93
Cu ppm	3.16	3.64	3.26	2.21	1.00	3.07
Co ppm	0.30	0.44	0.32	0.48	0.20	0.39

Amint látható a változások iránya hasonló a virágzáskori időszakhoz, de a változások már kevésbé kifejezettek, idővel kiegyenlítődtek. Tendenciájában vagy igazolhatóan azonban itt is megfigyelhető a K, Mg, S, P makroelemek %-ainak, valamint a mikro-elem mennyiségben található Na, B és Cu tápanyagok mennyiségének csökkenése. Mivel aratás idejére a nagyobb Se terhelésnél a növényzet gyakorlatilag kipusztult, a megmaradt két Se kezelés esetén hatásának bemutatásától eltekintünk. Mindenesetre megállapítható, hogy nem véletlenszerűen jelentkező egyedi jelenségről van szó, a Cr és Se szennyezés az egyéb fontos tápelemek

felvételének gátlásán keresztül bizonyíthatóan veszélyeztetheti a talaj termékenységét.

16.6. Kezelések hatása a gyökérszimbiota mikroorganizmusokra
(Köves-Péchy Krisztina, Kádár Imre, Vörös Ibolya és Bíró Borbála)

Mikrobiológiai vizsgálatok céljaira 05. 30-án virágzáskor, valamint 06. 15-én zöldborsó állapotban történt mintavétel. Parcellánként 10-10 (virágzásban), ill. 20-20 (zöldborsó állapotban) növényt ásóval kiemeltünk, kézzel a gyökereket óvatosan megtisztítottuk a talajtól, majd állóvízben történt lemosást követően a gyökereket szűrőpapírra helyeztük. Másnap került sor a gümös gyökerek acetilén-redukciós aktivitásának mérésére. Külön meghatároztuk a hajtás és gyökér súlyát, a növények átlagos magasságát, valamint a gümők számát a fő- és oldalgyökereken.

A pillangós növények gyökerén élő N-kötő baktériumok (Rhizobium fajok) akkor szaporodnak el igazán, ha a talaj felvehető N-ben szegény. A csírázást követően gyökérszőrkbe hatoló baktériumok a gazdanövényen gyökérgümőket fejlesztenek. A növény elsősorban a talaj szabad ásványi N-jét használja és ilyenkor a gümőképzés gyenge, ill. a N-gyűjtés csökken. Mivel kísérletünkben rendszeres műtrágyázást folytat-tunk és talajunk humuszban gazdag, a gümők átlagos száma mérsékelten maradt, 1-2 gümőt találtunk növényenként. Adatainkat a 157. táblázatban foglaltuk össze. Megemlítjük, hogy a növények magassága és a gümők száma azon kezelésekben változott érdemben, ahol termés-csökkenést is tapasztaltunk.

A virágzáskori növénymagasság mintegy a felére csökkent az As, ill. 1/7-ére a nagyadagú Se terhelés nyomán. A gümők durván felét a főgyökéren találtuk, másik felét az oldalgyökereken. Az összes gümők száma 1/4-ére zuhant a maximális As adag hatására, a Cr nem eredményezett e téren egyértelmű változást, míg a nagyobb Se szennyezés nemcsak a növényre volt pusztító hatású, hanem a Rhizobium baktériumokra is. Utóbbi tény jelentősége nem lebecsülendő, hiszen arra utal, hogy a talajt sterilizálhatja a hasonló mérvű Se szennyezés. Más szóval veszélybe kerülhet ilyen talajokon a pillangós növényekkel a levegőből megvalósuló N-kötés, mely a növények N-ellátásának ill. a növényi fehérjetermelésnek legolcsóbb, leginkább környezetkímélő módja. Úgy tűnik, ezen a talajon a 100 kg/ha körüli Se terhelés tekinthető olyan határértéknek, melynél a magasabbrendű pillangós növény és a talaj-lakó N-kötő mikroorganizmusok egyaránt károsodhatnak.

Ezt megerősítik a 06. 15-i mintavétel eredményei is. A légszáraz gyökér tömege a 90 kg/ha Se adagnál érezhetően csökken, valamint ugyanitt 1/4-ére zuhan az összes gümők mennyisége. Ebben az időben az átlagos gümőszám már alacsony, a gümők elszáradnak. Megemlítjük, hogy a főgyökéren mindössze 6 körüli volt az átlagos darabszám 100 növényre vetítve, azaz az összes gümők 2/3-át már az oldalgyö-kereken találtuk. Amint az adatokból látható, a másfél hónap alatt a gümők gyakorisága mintegy a negyedére esett vissza (157. táblázat).

Vizsgáltuk a Cd és Se kezelések hatását a zöldborsó gyökerében spontán létrejött arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizációjára is. Az AM gombák a magasabbrendű növények mintegy 2/3-ánál előfordulhatnak és mint obligát szimbioták csak az élő növény gyökerében képesek szaporodni. A sejtekben, sejt közötti járatokban hifafonalakat (arbuszkulumokat, vezikulumokat) hoznak létre és ilyen módon nagyságrendekkel megnövelhetik a gyökerek felszívó felületét. A hifák gyökérszőr funkciókat töltenek be, javítva a növény víz- és tápanyag ellátását, nagyobb talajtérfogatot hasznosítva.

Az endomikorrhiza szimbiózis szerepe a toxikus elemekkel kapcsolatban még nem teljesen tisztázott. A gomba részben növelheti a nehézfémekkel való érintkezést és felvételt bizonyos koncentrációig, de nagyobb terhelésnél védőhatást fejthet ki a káros elemeket visszatartva a gyökerekben. Mivel genetikailag nem adaptálódtak az ilyen "abnormális" kínálathoz, legtöbbjük érzékeny és elpusztul a nagyobb terhelésnél. Másrészt idővel toleráns típusok szelektálódhatnak, melyek elviselik a nagyobb koncentrációkat is.

157. táblázat

Növénymagasság és a gümőszám változása a borsó termését csökkentő kezelésekben. Meszes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994.

Elem jele	Kezelés 1991. tavaszán, kg/ha				SzD _{5%}	Átlag
	0/30*	90	270	810		
Növénymagasság cm-ben (05. 30.)						
As*	58	55	40	25	10	44
Cr	56	60	57	49		
Se*	56	36	11	8		28
Gümőszám a főgyökéren db/100 növény (05. 30.)						
As*	53	50	61	26		48

Cr	49	58	20	46	48	43
Se*	55	53	0	2		28
Gümőszám az oldalgyökereken db/100 növény (05. 30.)						
As*	86	74	33	8		50
Cr	79	52	33	88	47	63
Se*	69	40	2	1		28
Összes gümő db/100 növény (05. 30.)						
As*	139	124	94	34		98
Cr	128	110	53	134	78	106
Se*	124	93	2	3		55
Gyökértömeg légszáraz g/100 db növény (06. 15.)						
As*	15.2	12.6	15.3	13.7		14.2
Cr	13.1	10.4	13.5	11.8	4.3	12.2
Se*	13.1	9.8	5.0	8.4		9.1
Összes gümő db/100 növény (06. 15.)						
As*	28	53	19	16		29
Cr	29	28	50	23	25	32
Se*	36	9	3	6		14

05. 30-án virágzás idején

06. 15-én zöldborsó állapotban

Saját vizsgálatainkban 5-5 gyökérmintát használtunk fel két ismétlésben a mikroszkópiai értékelésekhez. A megfestett gyökereket 1-1 cm hosszú darabokra vágtuk fel és 30 ilyen gyökérszegmentet helyeztünk egy üveglemezre. A gyökérdarabkákat egyenként értékeltük, majd táblázatosan kiszámítottuk a mikorrhizás infekció gyakoriságát (F %). A mikorrhizáció intenzitása (M) már a minőségre is utal, kifejezve az infekció erősségét. Az arbuszkulumok előfordulási gyakorisága (a) jelzi a valódi szimbiózis tényét és mennyiségi viszonyait, míg az arbuszkuláltság intenzitása (A) a szimbiózis erősségére utaló minőségi mutató.

Amint a 158. táblázatban látható, a borsó gyökerek mikorrhizás kolonizációjára utaló mennyiségi és minőségi mutatók drasztikusan csökkennek részben a Cd, főként azonban a Se szennyezés nyomán. A Se-nel kezelt parcellákon termett gyökerek egy részében mikorrhizáltság már nem fordult elő, hifákat nem találtunk. A kevés minta nem tette lehetővé, hogy a változásokat statisztikailag is bizonyíthassuk, a trendek azonban meggyőzőek. Az extrémebb Se terhelés ezen a talajon nemcsak a növények pusztulását eredményezheti, hanem a hasznos szimbióta

Rhizobium fajokra, valamint endomikorrhiza gombákra is toxikusnak tekinthető. Mivel az említett mikroorganizmusok a talajtermékenység fontos elemei, a talajszennyezés részleges sterilítást okozva a talaj termékenységét jelentősen és ilyen mechanizmus útján is károsíthatja.

158. táblázat

A Cd és Se kezelés hatása a zöldborsó gyökerén spontán létrejött arbuszkuláris mikorrhiza gomba kolonizációjára
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1994. 06. 15.

Kezelés jele	F %	Vizsgált tulajdonság		
		M	a	A
Kontroll	92	44	31	17
Cd-90	79	22	18	4
Cd-810	47	14	10	3
Se-90	68	24	0	0
Se-270	60	25	27	3
Se-810	15	2	0	0

F - mikorrhizáltság gyakorisága a gyökérben %-ban
M - mikorrhizáltság intenzitása a gyökérben
a - arbuszkulumok gyakorisága a gyökérben
A - arbuszkulumok intenzitása a gyökérben

16.7. Összefoglalás, a fitotoxicitás megítélése 1991-1994 között

A termés csökkenést eredményező kezelések adatait a 159. táblázatban tekinthetjük át. Főbb megállapításainkat az alábbiakban foglaljuk össze:

1. A maximális As terhelés toxikus hatása minden évben, ill. minden növénynél jelentkezett, de a mérsékeltebb As adagok esetén termés csökkenés nem lépett fel.
2. A növekvő Cr szennyezés pusztító hatást gyakorolt az első 2 évben, toxicitása azonban csökken, ill. csak a nagyobb adagoknál bizonyítható. A mérgező Cr(VI) vegyületek fokozatosan a mélyebb talajrétegekbe mosódnak, amint erre a részletes talajvizsgálatok eredményei is utaltak.
3. Az extrém adagú Mo só depresszív hatását kizárólag az első évben figyeltük meg. A mérsékeltebb adagok nem okoztak bizonyíthatóan

termésveszteséget. A só toxicitását feltehetően a nagy mennyiségű kísérő ammónium ion, vagy annak átalakulási terméke (nitrit, nitrát) indukálta.

4. Az Pb a Mo-hez hasonlóan csupán az első évben és a maximális terhelésnél okozott termésveszteséget a kukoricában. A vizsgálatok arra utalnak, hogy e talajon nem mozgékony és nem mérgező elem.
5. A Se növekvő terhelése minden évben és minden növénynél pusztító hatásúnak mutatkozott. Úgy tűnik, hogy ezen elem mozgékonyága és toxicitása nem csökkent az évekkel, sőt talán bizonyos értelemben fokozódott.
6. További szabadföldi kísérletek szükségesek ahhoz, hogy a szennyező elemek hatását más (savanyú és homokos) talajokon is megismerjük. Mivel a hatások térben és időben változnak, az elemek a talajban átalakulhatnak, valamint a növényfajok eltérően reagálhatnak a terhelésre, a kísérleteket tartam jelleggel hosszú távon fenn kell tartani.

159. táblázat

A fitotoxicitást eredményező kezelések hatása különböző növény-kultúrák termésére
Mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök, 1991-1994., t/ha

Elem jele	Adagolás 1991. tavaszán, kg/ha				SzD5%	Átlag
	0/30*	90	270	810		
1991. Kukorica szem, légszáraz						
As*	7.6	8.6	7.9	6.9	1.5	7.8
Cr	8.1	5.2	1.9	1.6		4.2
Mo	8.5	8.4	7.4	4.7		7.2
Pb	8.9	8.4	7.8	6.4		7.9
Se*	6.9	7.6	5.7	4.3		6.1
1992. Sárgarépa gyökér szedéskor						
As*	17.6	15.1	19.0	13.3	4.8	16.2
Cr	13.0	7.1	-	-		5.0
Hg*	18.6	15.3	13.8	10.8		14.6
Se*	12.8	14.4	7.2	-		8.6
1993. Burgonya gumó szedéskor						
As*	12.1	14.4	11.1	10.2	3.5	12.0
Cr	12.0	11.3	7.9	4.9		9.0
Hg*	11.2	9.3	8.0	7.9		9.1
Se*	12.5	10.5	3.8	1.5		7.1
1994. Borsó mag aratáskor, légszáraz						
As*	2.4	2.6	2.3	0.4	0.8	1.9
Cr	2.5	2.0	1.9	1.6		2.0
Se*	3.4	2.4	-	-		1.4

- Értékelhető termést nem kaptunk

17. Talajaink és növényeink összetétele nemzetközi összehasonlításban

17.1. A vizsgálatok előzményei

Mivel a termőhely, ill. a talaj geológiai-talajtani tulajdonságai, valamint az ott folyó agronómiai beavatkozások (trágyázás, öntözés, művelés stb.) meghatározóak a talajvíz, a termesztett növények, a legelő állat és végső soron a fogyasztó ember terhelésének alakulásában, nem éréktelen megvizsgálni a hazai talajok és növények összetételét más országokéhoz viszonyítva. Vajon mely elemekben gazdag vagy szegény a magyar termőhelyek többsége a "nemzetközi átlaghoz" viszonyítva? Hasonló áttekintés azonos módszerekkel elvégzett nemzetközi léptékű vizsgálatokat, ill. adatbázist igényel. Szerencsésnek mondható, hogy ma már rendelkezünk ilyen egységes adatbázissal.

A Finn Talajtani Intézet kezdeményezésére és a finn kormány anyagi támogatásával a FAO 1974-ben nagyszabású programot indított azzal a céllal, hogy:

1. A mezőgazdaságilag művelt talajok és a főbb termesztett növények tápláltsági állapotát felmérje.
2. Az egyes országok ill. földrajzi régiók geológiai/talajtani/gazdálkodási eredetű mikroelem hiány vagy esetleges túlsúly zónáit azonosítsa.
3. Gyakorlati ajánlásokat és konkrét útmutatásokat adjon az érintett országok kormányainak, felhívja a figyelmet a tennivalókra.

Az akcióban európai, ázsiai, afrikai és dél-amerikai országok egyaránt részt vettek, összesen 30 államot képviselve. A Föld különböző tájain 3600 termőhelyet mintáztak meg 1975-ben egységes mintavétel követve, szigorú előírások szerint. A talajmintavétel a 20 cm-es felső szántott réteget érintette és egyidejűleg került sor a rajta termő bokrosodáskori búza és a 4-6 leveles korú kukorica begyűjtésére. A talajszennyezést elkerülendő a búza föld feletti hajtásának felső felét, ill. a kukorica kifejtett felső 2-2 levelét gyűjtötték be. A mintavételek 10x10=100 m² területet reprezentáltak termőhelyenként ill. táblánként. Az átlagminták minimum 10-10 fűrást, ill. 10-20 növényegységet foglaltak magukban. Az összesen 7200 minta (fele talaj, fele növény) szárítás után, de őrlés nélkül került a Finn Talajtani Intézet laboratóriumába, ahol a minták előkészítését, homogenizálását és analízisét egységes módon végezték el.

Ez a FAO program nemcsak szép példáját nyújtotta a nemzetközi együttműködésnek, hanem igen gyümölcsözőnek is bizonyult. Jelentősen

gazdagította a tápelemekkel és némely szennyező mikroelemmel kapcsolatos ismereteinket, serkentette a kutatásokat. A kutatások helyzete természetesen országonként eltérő. A fejlődő világban gyakran hiányzik az infrastruktúra, a megfelelő kutatási háttér (intézmények, laboratóriumok, képzett személyzet) és a kísérleti hálózat. A FAO vizsgálatok itt hiánypótlónak bizonyultak. A fejlettebb országokban a fő problémát az jelentette, hogy pl. a mikroelem kutatásoknak nem volt közös nyelve. Mindenütt más és más mintavételi ill. analitikai módszereket alkalmaztak, az adatokat nem lehetett összehasonlítani, rendszerezni és átfogóan értelmezni.

A FAO vizsgálatok keretében először 5 makroelem (N, P, K, Ca, Mg), majd 6 esszenciális mikroelem (Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo) meghatározására került sor. A célból, hogy a tápelemvizsgálatok eredményeit elemezni lehessen a talajtulajdonságok függvényében, a főbb talajjellemzőket is meghatározták mint a pH, textúra, szerves anyag és mésztartalom, elektromos vezetőképesség, valamint a kationcicserélő kapacitás. Az összesen 7500 mintában mintegy 170 000 mérést végeztek. Az adatok rendszerezése és feldolgozása során összefüggéseket kerestek a talajjellemzők és a növényvizsgálati paraméterek között. A kutatásokat Mikko Sillanpää professzor, a Finn Talajtani Intézet vezetője irányította, aki a nagyszámú adatot országonként is kiértékelte. Az eredmények közzétételére 1982-ben került sor a FAO Soils Bulletin 48. számában, önálló könyv formájában. (Sillanpää 1982)

A felmérés jó áttekintést nyújtott a résztvevő országok talajainak és növényeinek tápanyagállapotáról, utalva azokra a térségekre, ahol makro- vagy mikroelem hiányok fordulhatnak elő. Nem szolgáltatott ugyanakkor számszerű adatokat az egyes mikroelemek növényre, termésre gyakorolt hatásáról. Ebből adódóan újabb akció indult, mely során 14 fejlődő országban és a programvezető Finnországban mikroelem trágyázási kísérleteket állítottak be. Ez a kísérletsorozat azt mutatta, hogy az érintett országok ill. a vizsgált termőhelyek 49 %-ában Zn, 31 %-ában B, 14-15 %-ában Mo és Cu, 10 %-ában Mn, 3 %-ában Fe hiánya állhat fenn. Toxicitás ezen elemekben gyakorlatilag nem jelentkezett. Az eredmények részletes közzétételére 1990-ben került sor a FAO Soils Bulletin 63. számában (Sillanpää 1990).

A 6 mikroelem egyaránt alapvető fontosságú a növény, állat és ember élettani funkcióit tekintve. Az utóbbi időben világméretben nőtt az érdeklődés más elemek iránt is. Az Pb és a Cd nehézfémek környezetszennyezők, potenciálisan egyre nagyobb területen veszélyeztetik a lakosság egészségét. A Se és Co bizonyítottan esszenciális elemek az állatok, ill. részben a növényvilág számára. Utóbbi 2 elem hiánya a világ számos térségében jelentkezik, míg másutt túlsúlyuk okoz problémát.

Mivel hiányzott a globális méretű adatbázis ill. áttekin-tés e 4 elem terén, újabb FAO program indult. Pontosabban folytatód-tak a mikroelem vizsgálatok az újabb elemekre kiterjesztve.

A korábban már begyűjtött, 30 országot képviselő mintaanyag bázisán összevethető eredmények születtek. Az érzékenyebb analitikai technika lehetővé tette nemcsak a milliomod (ppm vagy mg/kg), hanem a milliárd résznyi (ppb vagy µg/kg) mennyiségek meghatározá-sát is. Az elemzéseket ismét a Finn Talajtani Intézet laboratóriuma végezte egységes eljárással. Az adatokat elemenként, országonként, valamint a talajtulajdonságok függvényében is megkísérelték csoporto-sítani és értelmezni. Közlésre már 1992-ben sor került a FAO Soils Bulletin 65. számában (Sillanpää és Jansson 1992).

Az 1974-ben kezdődött FAO programban, ill. az 1975. évi minta-vételi akcióban hazánk is részt vett. A munkát az MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete koordinálta Elek Éva irányításával. A minta-vételek az egész ország területét érintették, kiterjedtek a főbb tájainkra és talajainkra 144 búza + 106 kukorica, azaz 250 termő-helyet, ill. 500 mintát reprezentálva. A Dunántúl egy részét a Keszthelyi Agrártudományi Egyetem Talajtani Tanszéke, a Tiszántúl és az Alföld nagyobb részét pedig az akkori Országos Mezőgazdasági Minőségvizsgáló Intézet debreceni és mezőtúri osztályainak munkatár-sai vételezték fel. Az MTA Talajtani Intézete által gyűjtött mintákon kiegészítő talaj- és növényelemzéseket is végeztünk, melyek eredménye-it korábban már ismertettük hazai szaklapokban (Kádár et al. 1983, Kádár és Elek 1987-1988). A FAO adatok átfogó bemutatására azonban mind ez ideig nem került itthon sor, ezért most az eredménye-ket részletesebben taglaljuk és megkíséreljük a tanulságokat, melyek a hazai közvélemény számára fontossággal bírnak, közérthetően össze-foglalni.

17.2. A búza és kukorica talajok átlagos összetétele néhány országban

A búza mintavételi helyek átlagos talajvizsgálati eredményeit a 160. táblázatban foglaltuk össze néhány ország példáján. A búza kiváló tesztnövénynek bizonyult, hiszen szinte a Föld minden táján termesztik. A 4 európai ország mellett az észak-afrikai Egyiptom és a közel-keleti Irak szerepel. Belgiutól Irak felé haladva, lényegében a hűvös és csapadékos ÉNy-ról a száraz és forró DK irányba, a talajok átlagos összetétele is változik. Tendenciájában nő a finom részek aránya, az agyagtartalom, melyre a szemcseméret %-os megoszlása, ill. az azt kifejező textura index utal. Ezzel függ össze részben a CEC, a kationcicserélő kapacitás

módosulása. A magyar talajok átlagos közbülső helyet foglalnak el a vizsgált mutatókban.

Az északi, kilúgzásos viszonyok között a talajok elvesztik oldható, mobilis kationjaikat, elszegényednek Na, Ca, Mg stb. elemekben. Ennek eredményeképpen a pH lecsökken, elsavanyodnak. A déli kontinentális klíma taljai ezzel szemben lúgosak, magas pH és mésztartalommal. Az iraki talajminták 25 %-át, 1/4-ét a karbonátok alkották. A kiugróan magas CaCO_3 tartalommal együtt e talajokban lecsökken a kationcserélő kapacitás. A kilúgzás hiánya miatt a déli száraz övezetben megnő a talajok sótartalma, melyre az elektromos vezetőképesség, az elektrolitok mennyisége utal. Szerves anyagban a vizsgált finn talajok voltak gazdagok, míg a savanyú belga és az extrém meszes iraki populáció átlaga egyaránt szegénynek mutatkozott. A térfogatsúly a finn talajoknál 1.0 értékre süllyed a magas szervesanyag-tartalomból eredően.

A felvehető tápelemek koncentrációit mg/l, ill. a Se esetében $\mu\text{g/l}$ talajra vetítve közölték mg/kg, ill. $\mu\text{g/l}$ talaj szokásos mértékegység helyett. Mivel a talajok átlagos fajsúlya nem tér el lényegesen a vizsgált országok tekintetében, a térfogatra vagy súlyra adott koncentrációk között érdemi különbség nem jelentkezik. Megemlítjük, hogy a talajtérfogatra megadott közlés általában helyénvalóbb, amennyiben a talajok fajsúlya nagyobb szórást mutat az összetételből eredően. Így pl. az Új-Zélandból származó tözeg 0.1, míg a nigériai nyers homok 1.8 g/cm^3 fajsúllyal rendelkezett a FAO anyagban. A magyar talajok között tözeg nem volt, hazai viszonylatban a tözegeket egyébként is

160. táblázat

A búza talajok átlagos talajvizsgálati eredményei
FAO felvételezés (Sillanpää 1982, Sillanpää és Jansson 1992)

Talaj jellemző	Belgium n=21	Finno. n=94	Magyaró. n=144	Olaszo. n=118	Irak n=119
<i>Szemcseméret %-os megoszlása</i>					
0.002 alatt	12	28	29	36	35
0.002-0.06	72	48	52	37	51
0.06-2 mm	15	25	19	25	13
2 mm felett	0	0	0	3	0
Textura index	36	45	47	49	52
CEC me/100g	16	32	30	28	27
pH (H ₂ O)	6.6	5.7	7.2	7.6	8.0
pH (CaCl ₂)	6.1	5.2	6.8	7.2	7.7
El.vez. 10^{-4} s/cm	1.2	1.6	2.2	6.0	8.3
CaCO ₃ ekv. %	0.4	0.0	4.1	11.4	25.2

Szerves-C %	0.9	3.9	1.6	1.3	0.8
Össz-N %	0.10	0.29	0.18	0.14	0.10
Térf.súly g/cm ³	1.2	1.0	1.2	1.2	1.2
<i>Felvehető tápelemek mg/l *</i>					
Ca (NH ₄ acetát)	1868	1521	4910	6598	7315
K (NH ₄ acetát)	213	205	217	334	341
Mg (NH ₄ acetát)	92	207	437	341	678
P (NaHCO ₃)	84	61	33	20	8
Na (NH ₄ acetát)	15	13	45	42	329
Fe (AAAc-EDTA)	262	563	148	197	110
Mn (DTPA)	49	21	34	21	9
Se (AAAc-EDTA)	10	14	17	12	27
Pb (AAAc-EDTA)	11	2	6	9	2
Cu (AAAc-EDTA)	5	4	6	11	5
Zn (DTPA)	5.2	2.8	1.2	2.3	0.3
Co (AAAc-EDTA)	1.3	0.7	2.5	2.5	0.9
B (forróvizés)	0.54	0.56	0.98	0.87	1.36
Cd (AAAc-EDTA)	0.30	0.11	0.17	0.18	0.14
Mo (AO-OA)	0.25	0.54	0.13	0.21	0.12

* Se µg/l

külön kezeljük. A FAO populációban is mindössze néhány tözeg szerepelt. A túl sok szerves anyag vagy mészhígulást okoz, hiszen a növények gyökerei a talaj térfogatát hálózják be. Ezért is célszerűbb és terjed a térfogatra történő koncentráció közlése. A súlyra adott mg/kg koncentráció valójában felfelé torzít a tözeges és extrém meszes talajok esetében.

A felvehető tápelemek tekintetében megállapítható, hogy a Ca, Mg, K tartalom növekvő a kontinentális arid klíma területeken. A NaHCO₃-oldható P a trágyázási gyakorlatot tükrözve emelkedett a fejlettebb régiókban, míg Irak talajai P-hiányosak. A Fe, Mn, Zn felvehetősége közismerten javul a savanyú közegben, míg a meszes déli körzetekben lecsökken ezen elemek koncentrációja. A Zn esetén a két extremitást Belgium és Irak képviseli. A belga talajok kiugró Zn koncentrációjához a sűrűn lakott ország környezetszennyezésével okozott terhelése is hozzájárul, míg az iraki talajok extrém mésztartalma már nemcsak pH növelésen keresztül gátolja a Zn mobilitását, hanem hígulási tényező is.

Környezetterhelés tükröződik egyértelműen az Pb tartalmakban, mely a sűrűbben lakott és közlekedéssel terhelt Belgium, Olaszország és Magyarország esetében jelentős. A Se mozgékony, kilúgúzódhat, így a száraz iraki talajban mutat magasabb értéket. A Cu az olasz talajokban

emelkedett. Finnország és Irak talajai viszonylag kevés Co-t tartalmaztak. A B kilúgzódott az északi övezetben, ill. akkumulálódott Irak talajaiban. A Cd ismét tükrözi az ipari környezetet (Belgium, Olaszország, Magyarország) és az Pb-mal együtt a környezetterheléssel nő. A Mo készlete a szerves anyagban gazdag finn talajokban figyelemre méltó.

A 161. táblázatban a kukorica táblák átlagos talajvizsgálati eredményeit mutatjuk be. Finnországban nem termelnek kukoricát, helyette az óceániai Új-Zélandot választottuk, ahol a talajok szerves anyagban rendkívül gazdagok és a finn talajokhoz hasonlóan erősen savanyúak. Vajon milyen törvényszerűségek figyelhetők meg az egyes országokat összevetve, megerősíthetők-e a búza termőhelyek taglalásánál tett fontosabb megállapítások? A belga talajok itt is kitűnnek alacsony agyagtartalmukkal, uralkodó a durvább homokfrakció, valamint összességében savanyúak. A koloidszegénység kisebb textúra indexet és kationcicserélő kapacitást eredményez. Ezzel szemben az új-zélandi talajok kolloidban gazdagok, kötött és agyagos szántókat mutattak emelkedett textúra indexszel és CEC értékkel. Irak termőhelyei hasonló módon extrém meszesek, sósak, humuszban és P-ban

161. táblázat

A kukorica talajok átlagos talajvizsgálati eredményei néhány országban
FAO felvételezés. (Sillanpää 1982, Sillanpää és Jansson 1992)

Talaj jellemző	Belgium n=20	Újzélánd n=24	Magyaro. n=106	Olaszo. n=70	Irak n=31
<i>Szemcseméret %-os megoszlása</i>					
0.002 alatt	7	45	30	28	33
0.002-0.06	35	39	52	43	56
0.06-2 mm	59	16	18	27	11
2 mm felett	0	0	0	2	0
Textúra index	23	58	47	44	51
CEC me/100 g	20	60	30	26	24
pH (H ₂ O)	5.9	5.8	7.3	7.4	8.2
pH (CaCl ₂)	5.5	5.4	7.0	7.0	7.8
El.vez. 10 ⁻⁴ s/cm	2.5	2.6	2.7	3.6	13.5
CaCO ₃ ekv. %	0.2	0.1	3.6	8.4	25.8
Szerves-C %	1.5	6.2	1.6	1.3	0.7
Össz-N %	0.13	0.48	0.17	0.18	0.09
Térf.súly g/m ³	1.26	0.92	1.22	1.16	1.16
<i>Felvehető tápelemek mg/l*</i>					
Ca (NH ₄ acetát)	1240	3215	4858	4990	6456

K (NH ₄ acetát)	232	500	241	210	304
Mg (NH ₄ acetát)	76	518	401	392	688
P (NaHCO ₃)	120	40	39	32	8
Na (NH ₄ acetát)	19	46	39	21	739
Fe (AAAc-EDTA)	401	589	145	236	121
Mn (DTPA)	31	67	44	22	10
Se (AAAc-EDTA)	15	14	14	11	39
Pb (AAAc-EDTA)	15	2	6	11	2
Cu (AAAc-EDTA)	4	16	5	19	5
Zn (DTPA)	19.2	3.7	1.0	2.6	0.3
Co (AAAc-EDTA)	0.6	5.4	2.7	3.4	1.0
B (forróvízes)	0.48	0.77	1.09	0.68	2.08
Cd (AAAc-EDTA)	0.44	0.30	0.15	0.20	0.11
Mo (AO-OA)	0.17	0.20	0.14	0.18	0.13

* Se µg/l

szegények. Arid déli országok talajai Ca, Mg, Na kationokban dúsulnak. A túltrágyázott belga talajok P-készlete szintúgy kiugró, tehát a kép összességében megegyezik a búza termőhelyeken tapasztalttal.

Lássuk a felvehető mikroelemek alakulását! Savanyú északi régiókban emelkedett a Fe és Mn tartalom, míg Irak talajaiban felhalmozódott a Se. Az Pb készlete a környezetszennyezésre utal Belgium, Olaszország és Magyarország esetén. A Zn akkumulációja ismét rekordmagasságot ér el Belgiumban, míg a Co az agyagtartalomban és humusz-ban gazdag új-zélandi talajokban dúsul. A vízzeloldható B készlete megőrződik a feltalajban Irak száraz vidékein. Az Pb, Zn elemekhez hasonlóan környezetterhelést jelez a Cd Belgium laza talajain, valamint mérsékeltebben az olasz és magyar mintákban. Új-Zéland kolloidokban (ásványi és szerves) gazdag termőhelyei jelentős mennyiségű Mo és részben Cd készlettel rendelkeznek, feltehetően genetikai okokból eredően (161. táblázat).

17.3. A termőhelyek %-os megoszlása összetételük és ellátottságuk szerint

Még egyértelműbb képet kapunk a talajtulajdonságok %-os megoszlása alapján, melyet a 162. táblázat foglal magában. A 33 alatti textura index a laza, homokos talajok, a 33-55 közötti a vályog, míg az 55 fölötti a nehéz agyagos talajok részarányát jelzi. A belga talajok mintegy fele laza savanyú, a finn minták kötött savanyú populációt képviseltek. Magyarország a textura index, pH, szerves C %, összes N %, valamint a CEC mutatói alapján is közbülső helyet foglalt el. Hasonló a helyzet a felvehető makrotápelemek tekintetében is, ahol Belgium búza + kukorica

táblái pl. egyaránt a jó ellátottsági tartományt képviselik, míg Irak termőhelyeinek többsége gyengén vagy közepesen ellátott volt. Az extremitások megfigyelhetők e két ország esetében a Ca, Mg és részben K elemekkel való ellátottság terén. A magyar minták itt is közbülső pozíciót foglalnak el.

A termőhelyek felvehető mikroelem ellátottságának %-os megoszlását a 163. táblázatban mutatjuk be. Mivel a mikroelemek felvehető-ségét gyakran nem abszolút tartalmuk határozza meg a talajban, hanem egyéb talajtulajdonságok (pH, kötöttség, humusztartalom), a mikroelem ellátottság becslésekor összefüggést kerestek a talajpara-méterek és a növényi koncentrációk között a talaj x növény koordináta rendszerben. A 163. táblázatban a korrekciós tényezőket is figyelembe vették és a termőhelyek azon 10 %-át tekintették alacsony

162. táblázat

Talajtulajdonságok %-os megoszlása néhány országban a FAO vizsgálatok alapján (Sillanpää 1982)

Ellátottsági kategória	Belgium n=41	Finno. n=94	Magyaro. n=250	Olaszo. n=189	Irak n=150
Textura index (kötöttség)					
33 alatt	56	31	10	19	3
33-55	44	29	68	50	63
55 felett	-	40	22	31	35
pH (CaCl ₂)					
5.6 alatt	44	76	12	5	-
5.6-7.6	56	24	73	83	27
7.6 felett	-	-	15	12	73
Szerves C %					
0.8 alatt	17	-	6	6	47
0.8-1.5	61	2	46	78	49
1.5 felett	22	98	48	16	4
CEC me/100 g					
16 alatt	27	3	5	14	5
16-36	73	71	71	69	85
36 felett	-	26	24	16	11
Össz-N %					
0.08 alatt	2	-	4	3	35
0.08-0.16	93	10	37	65	60
0.16 felett	5	90	59	33	5
P mg/l (NaHCO ₃)					
6 alatt	-	-	-	10	50
6-25	-	7	38	51	48
25 felett	100	93	62	39	2
K mg/l (NH ₄ -acetát)					

140 alatt	14	22	17	31	1
140-450	86	76	77	50	83
450 felett	-	1	6	19	16
Ca mg/l (NH ₄ -acetát)					
1500 alatt	59	55	6	8	-
1500-6000	41	44	56	50	25
6000 felett	-	1	38	42	75
Mg mg/l (NH ₄ -acetát)					
190 alatt	100	68	18	38	-
190-550	-	22	60	46	42
550 felett	-	10	23	17	58

163. táblázat

A termőhelyek felvehető mikroelem ellátottságának %-os megoszlása
néhány országban a FAO vizsgálatok alapján
(Sillanpää 1982)

Ellátottsági kategória	Belgium n=41	Finno. n=94	Magyaro. n=250	Olaszo. n=189	Irak n=150
Fe (NH ₄ -acetát + EDTA)					
Alacsony	-	-	-	2	9
Közepes	72	30	97	86	88
Magas	28	70	3	12	2
Mn (DTPA + pH korrekció)					
Alacsony	3	2	8	21	7
Közepes	83	94	85	79	93
Magas	14	4	6	-	-
Zn (DTPA)					
Alacsony	-	-	-	7	57
Közepes	17	71	96	82	43
Magas	83	29	4	11	-
Cu (NH ₄ -acetát, ecetsav + EDTA) + szerves C korrekció					
Alacsony	-	19	-	-	-
Közepes	94	80	99	68	99
Magas	6	1	1	32	1
B (forróvizés) + CEC korrekció					
Alacsony	-	4	1	-	6
Közepes	92	93	87	92	45
Magas	8	3	11	8	49

	Mo (NH ₄ -oxalát + oxálsav) + pH korrekció				
Alacsony	-	1	4	2	1
Közepes	100	94	93	85	70
Magas	-	4	2	13	29

A 3600 termőhely mért talaj x növény koncentrációjának alsó 10 %-a képezte az alacsony, felső 10 %-a a magas, közbülső 80 %-a a közepes ellátottságot a talaj x növény koordináta rendszerről leolvasva.

ellátottságúnak, melyek a koordináta rendszer bal alsó sarkába estek. Értelmszerűen a jobb felső sarok adatpárai képezték a magas ellátottságot, míg a közbülső 80 % extremitások nélküli halmaza jelen-tette a közepes ellátottságot. Az ellátottsági kategóriák elkülönítése tehát nem szigorúan élettani-kísérletes alapon történt, hanem statisztikai valószínűségi becsléssel a regressziós ábra alapján.

A mikroelemek meghatározása a növényekben nagyobb bizonytalansággal terhelt, részben a szennyezésből eredően. Egyes módszertani mérések szerint pl. amennyiben a 2 g analízisre bemért növényi szárazanyag 10 mg, azaz 0.5 % talajjal szennyezett, a Fe meghatározás hibája akár a 300 %-ot is elérheti. Hasonló a helyzet a Co esetén, mely a talajban szintén nagy mennyiségben fordul elő a növényi össze-tételhez viszonyítva. A Fe esetén pH korrekciót nem végeztek, mert érdemben nem javította a talaj x növény koncentrációk közötti össze-függés szorosságát. Az adatokból így is jól látható, hogy az északi területek savanyú talajain gyakori a magas ellátottság (163. táblázat).

A Mn mobilitását a talaj pH lényegesen befolyásolta, savanyú talajon a növények több Mn-t akkumuláltak azonos talaj-Mn tartalom esetén. A DTPA-Zn tartalom nem igényelt korrekciót és jól tükrözte a savanyú talajok magas, ill. a déli arid talajok mérsékelt, Irak extrém alacsony Zn ellátottságát. A Cu erősebben kötődik a talaj szerves anyagához, a humuszgazdag talajok Cu készlete azonban a növények számára nehezen felvehető, ezért a szerves-C tartalom alapján korrekciót alkalmaztak az egyes országok Cu ellátottságának becslésénél. A két extrém terület Finnország, ahol a termőhelyek 19 %-a hiányosnak, valamint Olaszország, ahol a táblák 32 %-a túlsúlyos-nak mutatkozott (163. táblázat).

A talajok forróvízes B-tartalmát a CEC alapján kalibrálták, amennyiben a kötöttebb és nagyobb kationcserélő kapacitású termőhelyeken, azonos talaj-B értékeknél, a növényi B-felvétel lényegesen csökkent. Az eredmények szerint Irak termőhelyeinek közel fele extrém magas B-ellátottságot jelez. A pH emelkedésével a meszes talajokon nőtt a növények Mo koncentrációja ugyanazon talaj-Mo tartományban. A pH

korrekció alapján látható, hogy a B-hoz hasonlóan Irak száraz, meleg és meszes-sós talajainak mintegy 1/3-a az extrém magas Mo-ellátottsági zónában helyezkedik el. A többi régió extremitást alig jelez (163. táblázat).

A közelmúltban vizsgált, részben környezetszennyező 4 elem statisztikai alapon becsült ellátottsági kategóriáinak gyakorisági eloszlásáról a 164. táblázat tájékoztat. Korrekciót csak a Se esetén alkalmaztak organofil jellege miatt a talaj szerves-C tartalma függvényében, a korábban tárgyalt Cu-hez hasonlóan. Bár az összefüggések alapján megállapítható volt, hogy a talaj pH is regulátora a Se felvételének. Meszes talajokon a növények emelkedett Se koncentrációt mutattak és általában az arid (száraz) vidékek Se-ben gazdagabbnak bizonyultak. Az NH_4 acetát-ecetsavas + EDTA módszer azonban jelentős szerves Se frakciókat old ki a humuszos talajból, melyek a növény számára felvehetetlenek.

164. táblázat

A termőhelyek statisztikai alapon becsült mikroelem ellátottságának %-os eloszlása. In: Sillanpää és Jansson 1992.

Ellátottsági kategória	Belgium n=41	Finno. n=94	Magyaró. n=250	Olaszo. n=189	Irak n=150
Cd-ellátottság					
Alacsony	-	-	-	-	-
Közepes	12	93	57	67	96
Magas	88	7	43	33	4
Pb-ellátottság					
Alacsony	-	20	-	-	9
Közepes	5	80	80	53	90
Magas	95	-	20	47	1
Co-ellátottság (pH korrekció)					
Alacsony	27	53	4	10	3
Közepes	73	47	87	83	96
Magas	-	-	9	7	1
Se-ellátottság (Szerves-C korrekció)					
Alacsony	-	88	-	10	-
Közepes	100	12	100	89	63
Magas	-	-	-	1	37

A FAO mintaanyagban pl. Új-Zéland humuszos és India humuszban szegény talajain azonos Se készletet mértek, az indiai növények ugyanakkor átlagosan tízszer annyi Se-t tartalmaztak. A Se toxicitása régóta ismert, esszencialitása azonban csak e század 50-es éveiben bizonyított. Hiánya egyre elterjedtebbnek tűnik az USA egyes humid régióin, Új-Zéland, Kína és Skandinávia térségében. A hiánybetegség állatokon izom distrófiát az ún. fehérizom betegséget okozza, az emberen szívizomgyulladás jelentkezhet. A tünetek Na-szelenittel gyógyulnak. A takarmány 25-100 ppb alatt tekinthető Se-hiányosnak, míg a 2500-5000 ppb, azaz már 2-5 ppm feletti koncentrációban toxikussá válhat.

A Se túlsúly, a szelenózis szőr- és hajhullással, valamint fogkárosodással jár. Okozhat akut (kergekór) és krónikus (alkáli betegség) betegséget egyaránt. A Se-túlsúlyos talajok és növények előfordulnak Belső-Ázsiában, az USA belső vidékein, Írország, Izrael, Irak, India egyes tájain. A túlsúly ellen nehezebb védekezni, a hiány pótolható. Svédország pl. Se-ben gazdag gabonát importál és Finnországgal együtt 0.1 ppm Se kiegészítést alkalmaz a takarmányokban, ill. koncentrátumokban 1969 óta. Bár a finn lakosság körében Se-hiánybetegségeket nem figyeltek meg, szükségesnek látták a humán Se-felvétel növelését. E célból a legelőkre szánt műtrágyákat 6 g, a kalászosokra szánt trágyákat 12 g/t Se kiegészítésben részesítették 1984 óta. A finn kultúr-növények Se tartalma azóta átlagosan egy nagyságrenddel megnőtt. Ebből adódóan a napi humán felvétel a 0.04 mg értékről 0.10-0.12 mg/nap/fő értékre emelkedett, így 1990-ben minden műtrágya Se kiegészítését 6 g/t értékre mérsékeltek. Mivel a talajokra kevesebb mint 10 g/ha/év Se jut a trágyákkal, a talajok Se dúsulása talajvízsgálatokkal még nem volt kimutatható (Sillanpää és Jansson 1992).

A talajok pH értékével párhuzamosan nőtt a talaj-Cd koncentrációja, míg a növények Cd tartalma csökkent. A pH tehát regulátora a Cd felvételnek. Savanyú talajokon nagyobb a Cd mobilitása a korábban tárgyalt Fe, Mn, Zn elemekhez hasonlóan. Ennek ellenére a korreláció összességében nem javult érdemben a talaj x növény adatok között a pH függvényében egyéb okok miatt. A Cd terhelés ugyanis szennyezett ipari vidékeken légköri eredetű. A növényi Cd akár 20-60 %-a származhat a levegőből egyes utalások szerint. A kukorica széles levelei általában több Cd-ot akkumulálnak ilyen módon. A vizsgált FAO anyagban a talajok felvehető Cd tartalmában 125-szörös, míg a növénytípusokban 1500-szoros különbség adódott, ami a légköri forrás szerepére utalhat.

A talajok P-ellátottságával szintén emelkedett, átlagosan megháromszorozódott a növényi Cd tartalom. A felvehető P-készlet azonban az intenzív műtrágyahasználatot tükrözi elsősorban, mely az iparilag fejlettebb országokra jellemző, ahol kifejezettebb lehet a légköri szenny-

nyezés is. Másrészt a felhasznált nyersfoszfátok, ill. szuperfoszfát szolgálhat jelentős Cd-forrással. Egy újabb felmérés szerint (Frater és Beurden 1993) az Európai Közösség művelt talajainak Cd-terhelésében a műtrágyák 72, míg a légköri ülepedés 13, az istállótrágya 11, a felhasznált szennyvíziszapok 4 %-kal részesültek. Az összes terhelés 6.5 g/ha/év mennyiségnek adódott, szemben a 0.7 g/ha/év növényi kivonással. Amint a 165. táblázatban látható, országonként jelentős különbségek adódnak a 80-as években, de a műtrágyák mint Cd-források mindenütt meghatározóak.

Megjegyezzük, hogy a hazai műtrágyafelhasználás szintje elérte az Európai Közösség átlagát a 80-as években, ennek ellenére hasonló mérvű Cd-terhelést nem okozhatott. A P-műtrágyáink alapanyagául szolgáló Kola-foszfátok egy nagyságrenddel kevesebb Cd szennyezést tartalmaztak, mint a főként É-Afrikából származó nyersanyagok, melyeket Ny-Európa használt. A Cd dúsulását a P-ral feltöltött talajokon nem észleltük, ill. a növényi felvételekben sem lehetett kimutatni (Kádár 1992). Érintve a másik környezetszennyező nehézfémeket, az Pb esetén szintén nem volt értelme a pH korrekciónak, bár a pH befolyása a Cd-hoz hasonló, savanyú talajon nőhet az Pb felvétele. A döntő azonban nem a gyökéren keresztüli felvétel, hanem a légköri kiülepedés, a szennyezettség mértéke.

A 164. táblázat adataiból látható, hogy mind a Cd, mind az Pb ellátottság a sűrűn lakott és iparilag szennyezett Belgiumban jelez extrém magas szennyezettséget, míg a ritkábban benépesült Finnország és Irak jelenti az ellenpéldát. Olaszország Pb és Magyarország Cd szennyezettsége is jelentősnek tűnik. A hazai Cd-terhelés forrása alapvetően légköri eredetűnek tekinthető, feltehetően az É-Ny irányú légmozgással részben a volt NDK, lengyel és cseh iparvidék körzetéből ered. Erre a légkörfizikai mérések eredményei utalnak, melyeket korábban már bemutatunk.

A pH mérsékelten befolyásolta a Co mobilitását, meszes és kötöttebb talajokon a növények általában emelkedett koncentrációt mutattak azonos talaj-Co tartalomnál. Összességében a korreláció kissé javult, így korrekcióra került sor. Amint említettük, a talajszennyezés is bizonytalansági tényező lehet a növény Co meghatározásánál és ronthatja a talaj-növény kapcsolatok szorosságát. Ez az elem esszenciális és nélkülözhetetlen a N megkötéséhez. Egyaránt igénylik a Rhizobium fajok, ill. közvetetten a pillangós növények, valamint a kék-zöld algák. Összetevője a B12 vitaminnak, melyet a kérődzők képesek előállítani, ezért Co kiegészítést igényelhetnek. A 0.1 ppm alatti Co

165. táblázat

Az Európai Közösség művelt talajainak Cd-forgalma
az 1980-as években

(Frater és Beurden 1993)

Országok megnevezése	Istálló- trágya	Mű- trágya	Szennyvíz- iszap	Légköri ülepedés	Összes terhelés	Növényi kivonás
Mértékegység	Az összes terhelés %-ában				g/ha/év	
Németország	11	61	7	21	8.2	0.7
Franciaország	7	84	1	8	6.1	0.5
Olaszország	7	82	3	8	5.9	0.5
Hollandia	22	57	8	13	8.5	2.2
Belgium	22	63	1	14	8.1	1.4
Luxemburg	12	65	11	12	8.0	1.0
Anglia	12	74	4	10	5.6	0.3
Írország	12	86	0	2	5.6	0.4
Dánia	12	70	5	13	4.6	0.3
Görögország	3	91	0	26	5.3	0.2
Spanyolország	11	67	2	20	4.4	0.5
Portugália	5	91	0	4	4.4	0.1
E. Közösség	11	72	4	13	6.5	0.7

A szennyvíziszap átlagos Cd tartalmát 10 mg/kg sz.a. értékkel becsülték.

A kalászosok = 0.05, burgonya = 0.03, cukorrépa = 0.02, olajosok = 0.02, dohány = 0.28, takarmánykukorica = 0.09 mg/kg friss súlyban mért Cd koncentrációkkal számoltak.

A dohány 7, a füvek 15, a takarmánykukorica 20 % szárazanyagában átlago-san 4.2 ppm (száraz dohánylevél), 0.43 ppm (kukorica), 0.15 ppm (széna) a becsült Cd tartalom.

Forrás: Fraters, D. - A.U.C.J. van Beurden (1993): Cadmium mobility and accumulation in soils of the European Communities. Report N. 481505005. Nat. Inst. Publ. Health and Envir. Protection. Bilthoven. The Netherlands

tartalmú takarmány (legelő) gyakran hiánybetegségeket okoz a világ számos térségében. A pillangósok általában Co-ban gazdagabbak. Mivel az állatok a Co túlsúlyát, néha az ezerszeres töménységet is elviselik, mérgezés ritkán fordul elő. A finn termőhelyek 53, ill. a belga táblák 27 %-a minősült extrém alacsony ellátottságúnak, míg a meszes déli országokban az ellátottság kielégítőnek mutatkozott (164. táblázat).

17.4. A vizsgált növények összetétele

A bokrosodáskori búza hajtásának és a kukorica levelének átlagos összetételét a 166. táblázat közli néhány ország példáján. Az N, P, K %-ok a trágyázás intenzitását tükrözik. Kiemelkedik Irak alacsony N és P

tartalmú búza és kukorica növényeivel. Az alacsony N és P ellátottság miatt itt a Ca és Mg beépülése is mérsékelt maradt a talajok Ca és Mg gazdagságához viszonyítva. A mikroelemek közül a két extremitást Finnország jelenti 9-16 ppb, ill. Irak 190-224 ppb átlagos Se koncentrációkkal. A déli meszes, sós iraki termőhelyeken nőtt növények gazdagok még B és Mo elemekben, míg alacsony a Zn és a szennyezésre érzékeny Pb ill. Cd tartalom. Ezzel ellentétes végtetet a csapadékos időjárású és savanyú termőhelyekkel rendelkező Belgium nyújtja.

166. táblázat

A bokrosodáskori búza és a 4-6 leveles kukorica átlagos összetétele néhány országban. FAO felvételezés.
(Sillanpää 1982, Sillanpää és Jansson 1992)

Elem jele	Belgium n=21	Finno. n=92	Magyaró. n=144	Olaszo. n=118	Irak n=117
Búza hajtása					
N %	3.95	5.03	5.46	4.55	3.39
K %	3.95	4.33	4.15	3.55	3.48
P %	0.50	0.43	0.49	0.42	0.30
Ca %	0.36	0.40	0.53	0.50	0.38
Mg %	0.09	0.14	0.18	0.15	0.16
Mn ppm	40	70	76	54	84
Zn ppm	30	27	26	31	21
Se ppb	30	9	41	50	244
Cu ppm	7.3	7.1	8.5	8.6	9.6
B ppm	4.2	9.0	4.3	4.5	12.9
Pb ppm	2.37	0.36	1.33	2.10	0.48
Mo ppm	0.30	0.37	0.29	0.74	1.19
Cd ppm	0.18	0.13	0.20	0.12	1.07
Co ppm	0.03	0.03	0.07	0.09	0.11

A 166. táblázat folytatása

Elem jele	Belgium n=20	Új Zéland n=24	Magyaró. n=106	Olaszo. n=70	Irak n=31
Kukorica kifejllett levele					
N %	5.01	3.68	4.72	4.08	3.14
K %	4.35	3.52	4.13	3.09	3.52
P %	0.54	0.36	0.50	0.36	0.28

Ca %	0.62	0.34	0.77	0.68	0.49
Mg %	0.18	0.18	0.38	0.29	0.29
Mn ppm	138	65	116	76	102
Zn ppm	168	40	31	33	23
Se ppb	36	16	36	38	190
Cu ppm	10.5	9.5	15.0	14.5	14.0
B ppm	4.6	10.6	6.1	9.5	38.2
Pb ppm	4.16	0.30	1.91	2.14	0.56
Cd ppm	1.56	0.79	0.32	0.33	0.10
Mo ppm	0.34	0.08	0.37	0.45	1.27
Co ppm	0.10	0.05	0.34	0.11	0.18

Figyelem! A Se ppb, azaz µg/kg koncentrációban megadva!

Amint a 166. táblázatban látható, a búza hajtása és a kukorica levele nagyon közelálló ebben a korban elemtartalmukat tekintve. A FAO összefüggésvizsgálatokban ezért együtt (pooling) kezelték a búza + kukorica termőhelyeket a talajvizsgálatok kalibrálása, ill. a termő-helyek ellátottsági kategóriákba sorolása céljából a 3600 adatpár bázisán. A 167. táblázatban bemutatjuk a magyar növények összetételének szórását a nemzetközi adatokhoz viszonyítva. A minimum és maximum koncentrációk jelzik a növények extrém ellátottsági tartományait és fontos ismeretelméleti jelleggel bírnak az egyes elemek akkumulációs tartományait illetően.

A nemzetközi adatok szerint a növények N és K %-ai akár a 10-szeres, míg a P, Ca és Mg %-ok a 20-szoros különbségeket is elérhetik. A kisebb mennyiségben igényelt mikroelemeknél (Mn, Zn, Cu, B) a különbség már két nagyságrendbeli, míg a nyomokban kimutathatók.

167. táblázat

A magyar növények összetételének szórása a nemzetközi adatokhoz viszonyítva Sillanpää és Jansson (1992) nyomán

Növényi összetétel	Magyar növények, n = 250			Nemzetközi átlag, n = 3600		
	Átlag	± s	Min - Max	Átlag	± s	Min - Max.
Kukorica levél + búza hajtása együtt						
N %	5.01	0.70	2.72 - 7.45	3.71	1.01	0.60 - 7.45
K %	4.14	0.88	1.48 - 6.55	3.58	0.97	0.58 - 6.84
P %	0.50	0.13	0.26 - 1.04	0.36	0.11	0.05 - 1.04

Ca %	0.65	0.25	0.30 - 1.88	0.45	0.20	0.09 - 1.88
Mg %	0.28	0.10	0.10 - 1.07	0.21	0.10	0.04 - 1.12
Mn ppm	96	46	27 - 429	76	48	8 - 517
Zn ppm	28	10	14 - 78	32	47	3 - 916
Cu ppm	12	5	5 - 26	11	6	2 - 100
B ppm	5	2	2 - 13	8	8	2 - 100
Pb ppm	1.60	0.92	0.39 - 5.12	1.11	2.02	0.03 - 45.5
Mo ppm	0.32	0.40	0.01 - 2.86	0.86	1.35	0.01 - 21.0
Co ppm	0.18	0.21	0.01 - 1.33	0.13	0.16	0.01 - 3.52
Cd ppm	0.25	0.16	0.04 - 1.04	0.11	0.20	0.00 - 7.04
Se ppb	38	21	12 - 195	109	258	1 - 5112

Elemek jele	Búza optimumok hajtás bokrosodáskor	Kukorica optimumok hajtás 4-6 leveles korban
N %	4.0 - 5.0	3.5 - 5.0
K %	3.5 - 4.5	3.0 - 4.0
P %	0.4 - 0.5	0.3 - 0.5
Ca %	0.5 - 1.0	0.3 - 0.7
Mg %	0.2 - 0.4	0.2 - 0.6
Mn ppm	34 - 65	30 - 300
Zn ppm	29 - 40	20 - 60
Cu ppm	5 - 10	5 - 25
B ppm	5 - 30	5 - 25
Mo ppm	0.1 - 0.3	0.2 - 0.5

tó esszenciális és nem esszenciális elemeknél (Pb, Mo, Co, Cd, Se) a koncentrációk közötti extrémítások gyakran az ezres nagyságrendeket is elérik vagy meghaladják. A magyar mintaanyag kiegyenlített a nem-zetközi populációhoz viszonyítva, bár az optimális ellátottsági tartományokat figyelembe véve, agronómiai szemmel, rendkívül heterogénnek minősíthető. Az esszenciális elemekre elfogadott optimális ellátottsági tartományokat a 167. táblázat lábjegyzetében közöljük külön a bokrosodáskori búza és a 4-6 leveles kukorica növényekre, korábbi összeállításunk alapján (Kádár 1980, 1992).

A búza és a kukorica optimális tápelemkoncentráció tartományai jól átfedik egymást, ami szakmailag indokoltá teheti a két populáció összevonását. Tanulságos hasonló módon a magyar talajok mért para-

métereinek szórását is megvizsgálni a nemzetközi adatokhoz viszonyítva. A 168. táblázatban összefoglalt eredmények szerint a magyar termőhelyek átlagai közel esnek többségükben a nemzetközi átlagértékekhez, bár természetszerűleg szórásuk, extremitásuk kisebb. Nagyobb eltérést a "felvehető" (könnyen oldható) elemkoncentrációk jeleznek, így pl. a P, Pb, B és Cd koncentrációk emelkedettek, míg a Na, Zn és Mo tartalom a nemzetközi átlag alatti. A továbbiakban meg-kíséreljük a hazai termőhelyeket röviden jellemezni elemenként és talajtulajdonságok alapján a nemzetközi mezőnyben elfoglalt pozíciójuk szerint.

17.5. A magyar termőhelyek minősítése. Összefoglalás

A mintavételi helyek viszonylag egyenletesen oszlottak meg az ország területén, így hazánk sokszínű talajtakaróját reprezentálták és széles sávban változtak. Összességében a talajok alapvizsgálati eredményei a világtárlaghoz közeliek és szórásuk is hasonló nagyság-rendű. Talajaink szervesanyag-tartalma egyenletesen magasnak bizonyult a nemzetközi populációban. Az átlagos CaCO_3 egyenérték és a talajok elektromos vezetőképessége szintén a nemzetközi mezőny közepe táján helyezkedett el. Ami a tápanyagellátottságot illeti, az alábbiak állapíthatók meg:

1. A N-tartalom magas volt a hazai növénymintákban. A magyar búza világelsőnek bizonyult, míg a kukorica Belgium után a 2. volt. A talajok jelentős N-készletén túl ehhez feltehetően a nemzetközi mezőnyben legmagasabb, 140 kg/ha N műtrágyahasználat is hozzájárult.

168. táblázat

A magyar talajok mért paramétereinek szórása a nemzetközi adatokhoz viszonyítva Sillanpää és Jansson (1992) nyomán

Talaj jellemzői	Magyar talajok, n = 250			Nemzetközi átlag, n = 3664		
	Átlag	± s	Min - Max	Átlag	± s	Min - Max
Textura	47	12	15 - 84	45	16	9 - 92
CEC me/100 g	30	11	9 - 75	28	15	2 - 100
pH (H ₂ O)	7.2	0.8	4.8 - 8.4	7.1	1.1	4.4 - 9.2
pH (CaCl ₂)	6.9	0.9	4.2 - 8.0	6.6	1.1	4.0 - 8.6
El.vez. 10 ⁻⁴ s/cm	2.4	1.1	0.5 - 8.7	2.7	4.5	0.1 - 73.0
CaCO ₃ %	3.9	6.3	0.0 - 45.0	5.1	10.1	1.0 - 68.4
Szerves-C %	1.6	0.6	0.4 - 3.9	1.3	1.1	0.1 - 30.8
Térf.súly g/cm ³	1.2	0.1	1.0 - 1.4	1.2	0.1	0.5 - 1.8

"Felvehető" elemek mg/l*						
Ca-AAc	4775	1944	165-8850	4059	3030	10-21930
K -AAc	293	258	24-1720	349	307	18-3867
Mg-AAc	314	272	45-1889	469	454	0-6490
P -NaHCO ₃	34	21	6-130	21	29	0-656
Na -AAc	48	130	0-1446	126	320	0-4058
Fe-AAAc+EDTA	151	85	60-605	166	157	10-2275
Mn-DTPA	38	31	8-154	35	37	1-378
*Se-AAc+EDTA	16	6	5-44	16	16	1-182
Pb-AAAc+EDTA	6.1	2.3	1.8-19.0	4.2	5.5	0.1-136
Cu-AAAc+EDTA	5.4	2.5	0.6-14.6	6.0	7.0	0.1-100
Co-AAAc+EDTA	2.6	1.3	0.4-6.3	3.3	3.9	0.0-61
Zn-DTPA	1.2	1.0	0.3-8.8	2.0	7.0	0.1-186
B - forróvízes	1.0	0.5	0.1-3.1	0.7	0.8	0.0-10
Mo-AO+OA	0.14	0.12	0.03-1.16	0.21	0.26	0.01-3.56
Cd-AAAc+EDTA	0.16	0.06	0.05-0.43	0.10	0.10	0.01-1.24

* Se µg/l

2. A növények P %-a az első 3 ország között volt. A talajok "felvehető" P-készlete szintén jelentősen meghaladta a nemzetközi átlagot. A P műtrágyák használata terén ismét világelsőnek bizonyult Magyarország. A mintázott táblák ill. termőhelyek 1975-ben 52 ± 30 kg/ha P, azaz 112 ± 70 kg/ha P₂O₅ műtrágyázásban részesültek. A műtrágyahasználat jelentős extremitásokat takart, mely a talajok és növények P tartalmában is megnyilvánult.
3. A hazai talajok átlagos felvehető K-készlete a világátlag alatti volt, de a magyar kukorica és részben a búza is meghaladta azt. A fel-használt K műtrágyák mennyisége 120 kg/ha K₂O körül alakult rendkívül nagy ingadozásokkal. A K műtrágyázás a 2. legnagyobb-nak bizonyult a mezőnyben és magyarázhatja a talaj/növény K tartalom közötti különbségeket.
4. A nemzetközi átlaghoz képest nagy volt a Ca tartalom mind a talaj-ban, mind a növényben. A magyar kukorica világelső, míg a búza a rangsorban Törökország után a 2. volt Ca %-át tekintve. A Mg ezzel szemben a mezőny átlagához közeli a búzában, míg emelkedett a kukorica levelében.

5. A Fe tartalom a talajban normálisnak (átlaghoz közelinek) mutatko-zott. A magyar talajokon elvégzett búza tenyészedény kísérletek elemzései szerint összességében a növényi Fe koncentrációk közepesnek bizonyultak, néhány alacsony érték mellett.
6. A talaj és a növény Mn koncentrációk jó összefüggést mutattak a magyar termőhelyek között. A korreláció tovább javult a pH korrekcióval. Ennek oka, hogy a hazai termőhelyek Mn ellátottsága rendkívül eltérőnek bizonyult extrém alacsony és extrém magas talaj ill. növény Mn értékekkel. Emelkedett Mn koncentrációkat É-ÉK Magyarország savanyú talajain, míg az alacsony Mn tartalmakat D-DK Magyarországon, ill. az Alföldön kaptak.
7. A hazai talajok és növények egyaránt alacsony Zn ellátottságot jeleztek. A növények átlagos koncentrációja a 23., a talajoké 21. volt a rangsorban, tehát a legalacsonyab 7-9 ország között helyezkedett el. A talaj és növény Zn koncentrációk jó összefüggést mutattak, kiugró extra értékek nem fordultak elő. Az adatok szerint a Zn trá-gyázás számos termőhelyen szükségessé válhat.
8. A talaj és növény Cu tartalmak egyaránt "normálisak" extremitások nélkül. Nincsenek kiugróan magas vagy alacsony ellátottságú termőhelyek és Cu hatások sem várhatók általában a termőhelyek többségén.
9. A talajok és növények B-ellátottsága megfelelő, kiugró érték nem sok volt. Bár nincsenek extrém geológiai körzetek, a magas B értékek DK Magyarországon fordulnak elő, a kötöttebb csernozjo-mokon gyakoriak.
10. A nemzetközi átlaghoz képest kissé alacsonyabb a magyar talajok és növények Mo készlete, de 93 %-a beleesik a középmezőnybe. A talaj és növény Mo koncentrációk közötti kapcsolat jelentősen javult a pH korrekcióval. Két termőhelyen volt jelentős Mo hiány a Pest-Nógrád megyéhez tartozó savanyú erdőtalajokon.
11. A hazai talajok és növények átlagos Cd szennyezettsége magas, Belgium után következünk Európában. Az adatok szórása viszonylag szűk mind a talaj-, mind a növéymintákban. Kiugróan nagy Cd tartalmak a savanyú Nyírségre, míg az alacsony koncentrációk a meszes termőhelyekre, pl. a meszes mezőföldi csernozjomra jellemzők. A talaj x növény Cd adatok között a korreláció igen gyenge volt ($r = 0.09$), mely a pH figyelembevételével jelentősen javult ($r = 0.32$).
12. A Pb szennyezettséget tekintve hazánk a 3. helyet foglalta el Málta, Belgium és Olaszország után Európában, ill. a világon. A növény és

talaj adatok kevésbé szóródnak, így nem fordulnak elő kiugróan magas koncentrációk, viszont hiányoznak a szennyezetlen termőhelyek is. Földrajzilag tehát nincsenek jól elkülöníthető szennyezettségű területek, bár emelkedett Pb tartalmak inkább a Budapest-Balaton körzetében jelentkeztek. Az ország szennyezettségéhez az elavult ipar, közlekedés (turizmus), ill. a szomszéd országokból bejutó légköri terhelés is hozzájárulhatott.

13. A talaj/növény átlagos Co tartalmak alapján Magyarország a jól ellátott övezetet képviseli, de elég nagy az adatok variabilitása. A növények Co koncentrációjában 100-szoros különbségek jelentkeznek, így előfordulnak extrém alacsony és extrém magas ellátottságú termőhelyek. A táblák 87 %-a azonban a "normális" zónába esik. A 0.03 ppm alatti Co tartalmú növények hiányterületeket jelölhetnek és trágyahatás várható.
14. Se ellátottságunk egybeesik a normál nemzetközi átlaggal. A termőhelyek közötti különbség nem jelentős, mindössze 16-szoros az eltérés a minimális és maximális növényi Se koncentrációkban. (A nemzetközi adathalmazban ez több mint 4000-szeres.) Termőhelyek ill. földrajzi régiók között éles határ nem húzható. Néhány alacsony, 20 ppb alatti növényi Se tartalomtól eltekintve az ellátottság megfelelőnek tűnik, trágyahatások nem várhatók.

Összefoglalóan megállapítható, hogy a magyar termőhelyek talajtulajdonságai változékonyak voltak (pH, textura, CEC, részben a szerves anyag), de átlaguk a normálshoz közelinek adódott. A N, P, Ca magas ellátottságot jelzett a talajban és növényben egyaránt. A K és Mg a talajban alatta, míg a növényben felette volt a "normális"-nak, azaz a nemzetközi átlagnak. Az esszenciális mikroelemek többsége a nemzetközi középmezőnynek felelt meg a talajban és növényben egyaránt. A B és Co kissé emelkedett, míg a Fe, Mn, Zn, Cu, Mo inkább alacsonyabb ellátottságot takart. A B, Co és Mn elemekre extrémértékek jellemzők.

Sajnos a Pb és Cd szennyezettség aggodalomra ad okot, a Kárpát-medencéjében e szennyező elemek felhalmozódhatnak. Várhatóan az ólommentes benzin hazai és szomszéd országokban való elterjedése csökkenteni fogja a terhelést. A gyökéren keresztüli Cd felvétel első sorban a savanyú termőhelyeken jelentős. Szükségessé válhat az erősen elsavanyodó nyírségi talajok meszezése környezetvédelmi megfontolásokból is, hiszen a növények s ezáltal az egész tápláléklánc Cd terhelése ilyen módon akár nagyságrenddel mérsékelhető.

18. Takarmányozási kísérletek eredményei (Kádár Imre és Fekete Sándor)

18.1. Aluminium terhelési kísérlet brojlercsirkékkel 1990-ben

Az Al a harmadik leggyakoribb elem az oxigén és a szilícium után a földkéregben. Az élő szervezetekben nem dúsul fel, az állati szervezet csak nyomokban tartalmazza. Nagyobb mennyiségben fordul elő a mérsékelt égövi növények szárában, vegetatív részeiben, valamint a mozgékony Al-ban gazdag trópusi savanyú talajokon termő tea, kávé, ananász stb. kultúrákban. Élettani funkciója nem tisztázott, esszenciális volta is vitatott, bár hasznos vagy stimulatív elemnek tekintik a növényben és részben az állat számára is. Az elsavanyodó közegben mobilitása megnőhet és toxikus Al^{3+} ion formában felszaporodhat a vizekben, talajban, növényben és állatban. Az állati és emberi szervezetre gyakorolt hatása nem teljesen ismert, a toxicitási határkoncentráció megállapítása hazai viszonyaink között is indokolt.

Az ipari tevékenység, közlekedés, fűtés által termelt szulfát és N-oxid szennyezés, a savanyúan ható műtrágyák stb. növelik a környezet savterhelését és mészhiányos területeken Al toxicitást indukálhatnak. É-Ny Európa, Skandinávia, Kanada és az Usa keleti partvidékén ez a jelenség megfigyelhető, mely a tavakban gyakran halpusztulást, a meszezésben nem részesülő savanyú erdőtalajokon erdőpusztulást okoz. Hazai talajaink egy része is erősen elsavanyodott, ill. mészhiányos. Amikor a talaj pH 4 alá süllyed, ill. kimosódnak a Ca és Mg védőhatású kationok, az Al^{3+} ion koncentrációja 1 mg/l fölé emelkedhet a talajoldatban, mely toxikus a legtöbb növényre. Különösen olyan termőhelyeken, melyek foszforban szegények.

Az Al túlsúly a P hiányához és klorózishoz hasonló tüneteket okoz. Ezek az extrém savanyú talajok általában P-hiányosak és P adagolásával az Al kedvezőtlen hatása valóban megszüntethető. A mozgékony Al ugyanis lekötődik és oldhatatlan AlPO_4 képződik. A Ca és P hasonlóképpen semlegesíti a mozgékony Al-ot az emberi vagy állati szervezetben, az említett kölcsönhatások analóg módon játszódnak le. Az Al^{3+} ion

túlsúlya elvonhatja a P-t és a Ca-ot a csontból, ill. csökkenhet a csontban visszatartott (beépülő) P és Ca mennyisége. Egyes adatok szerint fiatal csirkénél 250 ppm Al koncentráció feletti tartományban romlik a takarmányhasznosulás, 500 ppm felett visszaesik a test-tömeg és a csonthamu mennyisége, míg 5000 ppm felett a csibék elhullása következik be. Megfelelő Ca és P kiegészítés esetén a súly-csökkenés és a csontok hiányos meszesedése, ill. az elhullás azonban nem jelentkezik. Megemlítjük, hogy az oldhatatlan Al-oxid, Al-foszfát akár 1.6 %-os bekeverése sem befolyásolta a csirkék teljesítményét az irodalmi utalások szerint.

Az emberbe került Al a széklettel ürül, kevésbé halmozódik fel. A konyhai Al-edények, savlekötő gyógyszerek kedveznek az Al emberi testbe kerülésének. Ez azonban problémát általában nem okoz, hiszen oldhatatlan Al-vegyületekről van szó. Hazánkban 4 alatti pH ma még ritkán fordul elő talajainkon és Al toxicitását sem figyelhetjük meg általában növényeinken. Nem valószínűsíthető ilyen elsavanyodás álló és folyóvizeinkben. Igaz viszont, hogy termesztett növényeink többsége (gabonafélék általában, bab, borsó, lucerna, zöldségfélék) érzékeny a talaj savanyúságára és az Al feleslegére. Mindenesetre célszerűnek látszott állatkísérletekben is ellenőrizni az Al terhelési-élettani küszöb-koncentrációkat P-hiányos és P-kiegészítéssel táplált brojlercsirkékkel hazai körülmények között.

A kísérlet módszerét és főbb eredményeit korábban már szaklapokban ismertettük (Bokori et al. 1993), ezúton az ásványi elemek belépülésére fordítjuk a figyelmet. Az etetési kísérlethez 192, közel azonos tömegű TETRA-726 húshibrid napos kakast használtunk (az ivari módosító hatás kiküszöbölésére), melyeket 300 db-ból álló és 17 napon át előnevelt állományból szelektáltunk. Összesen 8 x 24 dara-bos csoportot alakítottunk ki a kezeléseknek megfelelően. A szárny számozott kakasokat csibenevelő ketrecek emeletein 12-esével úgy helyeztük el, hogy a klimatizált istállóban emeletenként fellépő esetleges hő, fény vagy pára különbségeket kiküszöböljük. Az előnevelés idején adott félintenzív indítótáp, ill. a kísérlet idején adott félintenzív nevelőtáp összetételét a 169. táblázatban ismertetjük.

169. táblázat

**A félintenzív baromfi indító és nevelő táp összetétele és számított beltartalma. ÁTE Takarmányozástani Tanszék
(AlCl_3 terhelési kísérlet 1990-ben)**

Sorsz.	Összetétel és beltartalom	Egység	Indítótáp	Nevelőtáp
1.	Kukorica dara	kg	40.0	45.5
2.	Búza dara	kg	31.0	28.5
3.	Extrahált szójadara (48 % feh.)	kg	19.0	17.5
4.	Halliszt (70 % fehérjével)	kg	5.0	4.0
5.	Energomix -50	kg	1.5	1.5
6.	Baromfi komplex premix	kg	3.5	3.0
	Összesen	kg	100.0	100.0
Beltartalom				
1.	ME (hasznosítható energia)	MJ/kg	12.28	12.46
2.	Nyers fehérje	%	20.25	19.00
3.	Emészthető nyersfehérje	%	17.74	16.58
4.	Nyers zsír	%	3.52	3.57
5.	Nyers rost	%	2.39	2.38
6.	NaCl hozzáadott	%	0.16	0.18
7.	Ca (örölt mészkőporként)	%	0.94	0.84
8.	*P - hozzáférhető	%	0.43	0.62
9.	Methionin + cisztein	%	0.87	0.72
10.	Lizin	%	1.12	1.01
11.	Linolsav	%	1.22	-
12.	A-vitamin**	NE/kg	10000	10000
13.	D3 vitamin**	NE/kg	2000	2000
14.	E-vitamin	mg/kg	11	11
15.	Elancoban	mg/kg	-	100

* Fitin-P nélkül

** Nemzetközi Egység/kg

A nevelőtáp eredeti 8-10 ppm Al tartalmát AlCl_3 homogén bekeverésével, ill. $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ formában adott P kiegészítéssel állítot-tuk be 200, 500, 1000, 3000 mg/kg sz.a. koncentrációkra. Az ete-tés 52 napos korig tartott. Az itatás szelepes önitatókból, az etetés etetőtálcákból ill. etetővályúkból ad libitum történt. Rendszeresen fi-gyelemmel kísértük az állatok viselkedését, tollasodását, étvágyát. A kísérlet végén csoportonként (kezelésenként) 5, azaz összesen 40 álla-tot elvéreztettünk, felboncoltunk, szerveikből fény- és elektronmikro-szkópos vizsgálatra, ill. ásványi elemzésre mintát vettünk. Az állatok súlyát hetente állapítottuk

meg. A heti tömegmérések adatait a 170. táblázatban foglaltuk össze, míg a takarmányfelhasználás hetenkénti és göngyöltett fajlagos mutatóit kg-ban a 171. táblázat ismerteti.

170. táblázat

**A brojler csirkék (TETRA-726 napos kakasok) heti súlygyarapodása.
Kezelés a 14. naptól. ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1990.**

mg/kg tak.		Heti átlagos testtömeg g-ban					
Al	P	2.hét	3.hét	4.hét	5.hét	6.hét	7.hét
Kontroll		277	491	798	1143	1526	1907
200	-	278	493	791	1135	1497	1839
500	-	278	502	800	1144	1512	1838
1000	-	278	487	754	1099	1470	1818
200	200	278	509	802	1165	1547	1908
500	500	278	515	809	1167	1523	1876
1000	1000	278	482	740	1032	1447	1698
3000	-	390	485	583	892	1055	1285
SzD _{5%}		13	17	20	26	27	30
Átlag		292	496	760	1097	1447	1771

Megjegyzés: Az extrém 3000 mg/kg Al-terhelésnél az AlCl_3 mellett (semlegesítési céllal) NaHCO_3 -ot nem alkalmaztunk és a többi kezelés-től eltérően nagyobb kezdőszúlyú állatokkal dolgoztunk.

A kísérlet 34-48. napja között 4 egyedet selejteztünk ki. A selejtezés azonban szemmel láthatóan nem függött össze a kezeléssel, inkább véletlenszerűnek tűnt. Az állatok egyébként az egész kísérleti periódus alatt tünetmentesek maradtak, jól tollasodtak és a 3000 ppm kezeléstől eltekintve kielégítően fejlődtek. A tömegmérési adatok szerint a 7. hét végére, az Al terheléssel párhuzamosan csökkent a súlygyarapodás és különösen kifejezetté vált a maximális Al terhelés-nél. A takarmány P kiegészítése az 1000, ill. 3000 ppm Al szennyezés kedvezőtlen hatását már nem volt képes ellensúlyozni (170. táblázat).

171. táblázat

A brojler csirkék heti fajlagos takarmány-felhasználása kg/kg élő súlygyarapodásra. ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1990.

mg/kg tak.sz.a.		Etetés időtartama hetekben					
Al	P	3.hét	4.hét	5.hét	6.hét	7.hét	kumulatív
Kontroll		1.88	1.93	2.13	2.34	2.13	2.10
200	-	1.91	1.87	2.10	2.34	2.32	2.13
500	-	1.76	1.89	2.08	2.31	2.34	2.11
1000	-	1.80	1.99	2.02	2.26	2.29	2.10
200	200	1.78	1.96	2.25	2.31	2.96	2.26
500	500	1.77	2.37	2.06	2.50	2.33	2.14
1000	1000	1.80	2.08	2.40	2.01	2.80	2.21
3000	-	4.00	4.77	2.37	3.35	2.43	3.05
Átlag		2.08	2.36	2.18	2.42	2.44	2.26

Bár a 3000 ppm, azaz 0.3 % Al-ot tartalmazó takarmány etetése során sem jelentkezett elhullás, 32 %-os súlycsökkenés lépett fel a kontrollhoz viszonyítva és az állatok kissé anaemiássá váltak. Az egységnyi súlygyarapodáshoz felhasznált takarmány mennyisége a nagyobb Al terhelésnél megnőtt és a maximális Al terhelésnél a fajlagos fogyasztás már 30 %-kal romlott 1 kg élő súlygyarapodásra vetítve (171. táblázat). Megemlíthető, hogy a nevelőtáp eredetileg is gazdag volt "védőhatású" elemekben. A takarmány 0.44 % P, 0.24 % Ca és 0.15 % Mg készlettel rendelkezett. Mindez hozzájárulhatott ahhoz, hogy a mérsékelt Al terhelés nem okozott érdemi depressz-szív hatást.

A takarmány és a csirkeszervek Al tartalmát, valamint a csont összetételét az Al terhelés függvényében a 172. táblázatban mutatjuk be. Az Al kimutatása meglehetősen bizonytalansággal terhelt a lágy részekben az alacsony koncentrációk és az esetleges szennyeződések miatt. Hasonló nehézségek adódtak a csont elemzésénél azzal a különbséggel, hogy a csont extrém magas Ca és P tartalma szükségessé tette a hígítást. Az adatokból látható, hogy a lágy szervek Al koncentrációja általában a ppm értékeket is alig éri el és érdemi dúsulás csak a 3000 ppm kezelésnél jelentkezik. A csontalkotó Ca, P, Zn, Sr és részben a Mn elemek készlete is mérséklődik a maximális Al szennyezésnél, míg az Al mennyisége megemelkedik. A csont elemzése a száraz csont hamvasztását követően a hamuból történt. A csont/hamu aránya 3.55 :1 értéknek adódott, a hamu koncentrációi tehát 3.55-szörös értéket képviselnek. Összességében megállapítható, hogy statisztikailag is igazolható Al akkumulációt a máj,

vese, tüdő mutatott nagyságrendi dúsulással. A csontban a dúsulás mintegy 3-szoros volt.

172. táblázat

A takarmánynak és a brojler csirkék szerveinek Al koncentrációja, valamint a csont összetétele az Al-terhelés függvényében
Etetési kísérlet: ÁTE. Analízis: MTA TAKI, 1990.

Vizsgált anyag/elem	Kezelés	Al mg/kg takarmány sz.a-ra				SzD _{5%}	Átlag
	0	200	1000	3000			
Al tartalom, ppm							
Takarmány	8.8	227	1038	3112	-		1096
Lép	0.1	0.0	0.8	1.5	1.4		0.6
Agyvelő	0.7	0.6	0.2	1.1	2.3		0.6
Here	0.0	0.6	0.3	0.9	-		0.4
Máj	0.3	1.0	0.8	3.4	1.2		1.4
Vese	0.1	0.6	0.9	3.3	2.0		1.2
Tüdő	0.4	0.7	1.4	3.8	2.1		1.6
Szív(izom)	0.2	0.9	0.5	0.7	1.3		0.6
Vázizom	0.4	0.1	0.0	1.4	2.2		0.5
Combcson t összetétele							
Ca %	10.61	11.09	10.91	8.80	1.60		10.35
P %	5.17	5.00	5.04	3.74	0.58		4.74
Mg %	0.25	0.24	0.23	0.16	0.03		0.22
Zn ppm	120	131	122	106	18		120
Sr ppm	68	60	34	32	-		48
Al ppm	4	5	7	12	7		7
Mn ppm	6	3	3	3	2		4

Megjegyzés: A takarmány és a csont Sr meghatározása kezelésenként (ismétlés nélkül) történt. A máj, vese, izom, szív, tüdő, csont minimum 5; az agyvelő, here és lép minimum 2 ismétlést reprezentált.

A takarmány, valamint a csirke szervek átlagos elemi összetételét a 173. táblázatban tanulmányozhatjuk. Nem volt kimutatható a vizsgált anyagokban az As, Cd, Co, Cr, Ni, ill. általában 0.1 ppm alatt maradt. Látható, hogy ásványi elemekben a csont a leggazdagabb. A

Ca = 10.6, a P = 5.2 %-ot tett ki közel 2:1 = Ca:P arányban. A takarmányhoz és a többi szervhez viszonyítva a csont akkumulálta még a Mg, Al, Sr nagy részét. A Ca/Mg aránya 40, a Ca/Sr 2000, míg a Ca/Al 25000 körülnek adódott a fiatal kakasok csontjában. Az állati csont mintegy 30-60 % $\text{CaCO}_3(\text{PO}_4)_2$, 1-2 % Mg-foszfát, 1-2 % CaF, 5-10 % CaCO_3 és 20-40 % szervesanyag-tartalommal rendelkezik átlagosan. A szerves összetevők zsírt és N tartalmú zselatinszerű ragasztó anyagokat jelentenek. Ezek az adatok a nagyobb haszon-állatokat is magukban foglalják, ahol a csontosodás természetszerűen kifejezettebb, ill. a szerves anyag mennyisége kisebb.

Ami az egyéb elemek beépülését illeti látható, hogy a K a lépben meghaladja a 2 %-ot; a Na a herében, vesében, tüdőben a 0.6 %-ot; a Mg 1000 ppm körüli koncentrációt ér el a lép és a here szöveteiben; 400 ppm feletti Fe akkumulációt jelez a lép, máj és tüdő; 100 ppm feletti a csont, máj, szív Zn tartalma; 10 ppm felett van a máj és vese Mn készlete, ill. az agyvelő, máj, vese, szív Cu koncentrációja; valamint 3 ppm körül a máj és a vese Mo tartalma. Az esszenciális mikroelemek (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo) fő akkumulációs szerve tehát a máj, lép és a vese. A máj különösen kitűnik a Mn, Cu, Zn, Mo maximumaival.

Az állatok és az ember táplálásában a P mellett a négy fő kation (K, Na, Ca, Mg) fontos szerepet játszik. Az egyes szervekben %-os vagy tized %-os mennyiségben fordulnak elő, mely alól a már tárgyalt csont képez részben kivételt. A kationok megoszlása és élettani funkciója az emberi és állati szervezetben analógiát mutat, ezért Bíró és Lindner (1988) nyomán az emberi test példáján mutatjuk be szerepüket a 174. táblázatban. Amint a táblázatban látható, a Ca 99 %-ban a csontváz és a fogazat szerkezeti eleme, döntően Ca-foszfát formájában. A lágy szövetekben, ill. a sejtközi folyadékokban található 1-2 % körüli mennyiség azonban fontos funkciókat szabályoz (inger-átvitel, véralvadás, izommozgás, enzimek és a membrán működése).

A Mg mintegy 50 %-a szintén a csont eleme, míg a lágy részek szöveteiben a Mg részt vesz az izom- és idegműködés, valamint az enzimatis folyamatok szabályozásában. Igényli a fehérje, szénhidrát és a zsír anyagcsere is. A Na mintegy 1/3-a kötődik meg a csontban és a kötőszövetekben, míg 2/3-a a sejtek közötti járatokban, sejtközi folyadékokban található oldott állapotban. A mobilis Na a K-mal együtt az ingerületi folyamatokat, ideg- és izomműködést (utóbbit a Ca-mal kölcsönhatásban), sav-bázis egyensúlyt és az ozmotikus nyomást ellenőrzi. Mindkét kation, a Na és a K is, szerepet játszhat számos enzim működésében.

173. táblázat

A takarmány, valamint a csirke szervek átlagos összetétele
Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék. Analízis: MTA TAKI,
1990. (% vagy mg/kg szárazanyagban)

Elem		Takarmány	Combcsont	Lép	Agyvelő	Here
P	%	0.44	5.17	1.67	1.47	1.37
K	%	0.60	0.15	2.07	1.73	1.87
Na	%	0.01	0.45	0.30	0.56	0.64
Ca	ppm	2360	106100	198	509	497
Mg	ppm	1480	25100	1046	751	934
Fe	ppm	50	181	418	78	89
Zn	ppm	28	120	96	52	99
Al	ppm	8.82	4.25	0.10	0.65	0.00
Mn	ppm	30.80	6.18	1.51	2.20	3.12
Cu	ppm	8.48	1.56	3.24	14.00	5.09
Mo	ppm	0.68	0.00	0.00	0.00	0.00
Sr	ppm	2.48	50.50	0.21	0.55	1.18

Elem		Máj	Vese	Tüdő	Szív	Izom
P	%	1.23	1.17	1.00	0.98	0.80
K	%	1.12	1.07	1.27	1.42	1.42
Na	%	0.28	0.66	0.69	0.53	0.24
Ca	ppm	155	310	425	206	170
Mg	ppm	870	752	594	853	960
Fe	ppm	434	271	573	166	29
Zn	ppm	123	90	60	105	69
Al	ppm	0.31	0.07	0.24	0.17	0.37
Mn	ppm	14.46	10.41	1.29	2.47	0.66
Cu	ppm	16.70	10.42	2.41	14.50	2.56
Mo	ppm	3.28	2.85	0.09	0.52	0.05
Sr	ppm	0.18	0.14	0.35	0.22	0.14

Az As, Cd, Co, Cr, Ni nem volt kimutatható, ill. 0.1 ppm alatti
174. táblázat

Az emberi test főbb kationjainak megoszlása és élettani funkciója a szervezetben Bíró és Lindner (1988) nyomán

Elem jele	Megoszlása a szervezetben %	Megoszlása a szervezetben szerv/szövet/nedv	Elem, ill. a kation élettani szerepe a szervezetben
Ca	99 1	Csont, fogazat Sejtközi folyadék,	Szerkezeti elem (Ca-foszfát stb) Ingerlékenység, véralvadás, izommozgás, enzimek, membrán szabályozása

Mg	50	Csont, fogazat	Szerkezeti elem (Mg--foszfátként) Ideg- és izomműködés, enzimek, valamint a fehérje, szénhidrát, zsír anyagcsere szabályozása
	50	Sejtekben	
Na	35	Csont, kötőszövet formában)	Szerkezeti elemként (kötött K-mal együtt inger/ideg/izom működés, sav/bázis egyensúly, ozmotikus nyomás szabályozása
	65	Sejtközi folyadék	
K	90	Sejtekben	Na-mal együtt inger/ideg/izom működés, sav/bázis egyensúly, ozmotikus nyomás szabályozása
	10	Sejtközi folyadék	

Megemlítjük, hogy az általános vélemény szerint a túlzott konyha-só-használat és az élelmiszerek feldolgozása miatti K-veszteség nyomán gyakori a magas vérnyomás, valamint a szívinfarktus előfordulása hazánkban. Szükségessé vált olyan konyhasó készítmények forgalomba hozatala, melyek NaCl helyett KCl-ot tartalmaznak. A kívánatos K/Na aránya 1:1 körüli, míg Magyarországon a Na-bevitel legalább duplája a K-nak, 5-15 g/nap között ingadozik az OÉTI vizsgálatait szerint.

A K élettani funkciói hasonlóak a Na-éhoz, amint arra már a korábbi fejezetekben utaltunk. A K azonban a sejt eleme, míg a Na döntően a sejten kívüli térben helyezkedik el. A sejt K koncentrációja sokszorosa lehet az extracellulárisnak. A Na éppen ellentétesen viselkedik, a sejt közötti térben dúsul fel sokszorosára a sejtbeni koncentrációjával szemben. A sejtfal mentén létrejött potenciálkülönbség elektromos áramot gerjeszt, mely az ideg- és izomimpulzusokat továbbítja. Ez az aszimmetrikus K/Na eloszlás ionpumpát takar, bioáramot termel. A kationok fontos kolloidkémiai szerepet játszanak, egymás hatását ellensúlyozzák és szabályozzák a növényben, állatban, emberben egyaránt (vízfelvétel, sejtfalak működése stb.).

Az extrém K túlsúly, tág K/Ca arány az izolált szív működését megállítja, míg a Ca elindítja. Az extrém K hiány szintén halált okozhat. A szervezet a mérsékelt K hiányát vagy túlsúlyát ellensúlyozza, tárol K-ot és a felvett többletet főként a vese útján kiválasztja. A K-túlsúly hatással van a Na- és vízháztartásra. A nagyobb K-kiválasztást nagyobb Na és vízleadás kíséri. A K vízhajtó hatása miatt a vízben oldott sók is kiválasztódnak. A kétvegyértékű Ca a sejtfalakat zárja, a membránok áteresztőségét csökkenti, valamint a képződő vagy bejutó

méreganyagokat semlegesíti, kicsapja. A Ca felhalmozódik az előrege-dő, élettanilag kevésbé aktív szervezetben (növény, állat, ember), míg a K a fiatal szövetekben koncentrálódik. Az említett kationok hiánya fejlődési rendellenességhez vezet. A hazai takarmányozási gyakorlat-ban a K, Ca, Mg hiánya ritkán fordul elő, a Na-ot mesterségesen pótoljuk. A közelmúltban publikált monográfiánkban részletesen taglal-tuk hazánk K-ellátottságát és forgalmát a táplálékláncban (Kádár 1993).

A 7 hetes etetés eredményeiből az alábbi fontosabb következtetések vonhatók le:

1. Al-mérgezésre utaló klinikai tüneteket, ill. elhullást egyik kezelés sem okozott.
2. A 0.1 és 0.3 % Al-ot tartalmazó takarmány azonban már jelentős súlycsökkenéshez és a fajlagos takarmányfelhasználás romlásához vezetett.
3. A kontrollhoz viszonyítva nagyobb mérvű Al-felhalmozást a máj, vese, tüdő és a csont mutatott.
4. Az 1000 és 3000 mg/kg takarmány adagnál a májban epeérproli-feratio és magános májsejtelhalás, a 3000 mg/kg adagnál a heré-ben dystrophia és kezdődő fibrosis alakult ki, melyek az Al toxikus hatásával összefüggésbe hozhatók.

A kísérlet tanulságait összefoglalva megállapíthatjuk, hogy az Al nem tekinthető veszélyes vagy erősen toxikus elemnek környezeti szempontból. A gyakran előforduló Al vegyületek (fém Al, oxidjai és oldhatatlan sói) nem mérgezőek. A hazai növényeink inkább csak nyomokban tartalmazzák, vizeinkből az oldható Al úgyszintén hiányzik. Az oldható Al^{3+} ion 1000 ppm koncentrációig károsodást nem okozott. Az 1000 és 3000 ppm Al^{3+} terhelés viszont olyan határértéknek tekinthető, mely fejlődési rendellenességet, súlycsökkenést, mérsékelt toxicitást képes kiváltani a fiatal csirkéknél. Erre a vérszérum biokémiai jellemzői is utaltak. Így pl. 2.5-szeresére emelkedett az alkális foszfatáz aktivitása, mely statisztikailag is igazolható volt és tükrözte a csontképzés zavarait. Az Al terheléssel párhuzamosan bizonyíthatóan emelkedett a koleszterol, valamint süllyedt a triacil-glicerol koncentráció. Módosult az húgysav mennyisége is a szérumban, változása összefügghet a csökkent takarmány és protein hasznosítással, valamint a kezdődő vesekárosodással (Szilágyi et al. 1994).

18.2. Cd terhelési kísérlet brojlercsirkékkel 1991-ben

A Cd elsősorban mint veszélyes környezetszennyező ismert, bár az újabb adatok szerint kis mennyiségben hasznos lehet az élő szervezetek fejlődésére. Hazánk szennyezettsége nemzetközi összehasonlítás-ban is jelentős és növekvő, mert Cd mérlegünk erősen pozitívnak becsülhető. Az állati és emberi szervezetbe az ivóvízzel, élelemmel (takarmánnyal) és a légutakon át a levegőből juthat be. Mivel a madarak a terheléssel szemben kevésbé érzékenyek, a Cd felszívódását, különböző szervekben történő felhalmozódását, valamint kórélettani és toxikológiai hatását brojlersirkéken tanulmányoztuk részletesebben.

A kísérlethez 3x10 és 4x20, összesen 110 ROSS fajtajú húshibrid kakast alkalmaztunk, melyeket 21 napig előnevelt 200 egyedből szelektáltunk. A 7 kezelés, ill. csoport közel azonos testtömegű egyedekből állott. A szárnyszámmal megjelölt állatokat az előző fejezetben már ismertetett módon úgy helyeztük el háromszintes húscsibenevelő ketrecek emeletein, hogy az esetleg fellépő hő, fény vagy pára eltéréseket ellensúlyozzuk. Az előnevelés félintenzív indító, a kísérleti etetés a 175. táblázatban bemutatott összetételű nevelőtáppal történt. a 3x10-es csoport a CdSO₄ vizes oldatát naponta begybe juttatva, míg a 3x20-as csoport a kristályos CdSO₄ takarmányba keverésével kapta a kezelésnek megfelelő terhelést. A kezeléseket a 176. táblázat ismerteti.

175. táblázat

A félintenzív baromfi indító és nevelő táp összetétele és számított beltartalma. ÁTE Takarmányozástani Tanszék
(Cd-etetési kísérlet 1991-ben)

Sorsz.	Összetétel és beltartalom	Egység	Indítótáp	Nevelőtáp
Összetevők				
1.	Kukorica dara	kg	40.0	38.0
2.	Búza dara	kg	30.0	32.0
3.	Extrahált szójadara (48 % feh.)	kg	17.5	17.5
4.	Halliszt (70 % fehérjével)	kg	5.5	3.5
5.	Extrahált napraforgó dara	kg	-	3.0
6.	Energomix -50	kg	2.0	1.0
7.	Baromfi komplett premix	kg	5.0	5.0
	Összesen	kg	100.0	100.0
Beltartalom				
1.	ME (hasznosítható energia)	MJ/kg	11.80	12.46
2.	Nyersfehérje	%	19.75	19.00
3.	Emészthető nyersfehérje	%	17.45	16.58
4.	Nyerszsír	%	4.26	3.57

5. Nyersrost	%	2.19	2.38
6. NaCl hozzáadott	%	0.12	0.18
7. Ca (Takarmánymésként)	%	1.00	0.54
8. P - hozzáférhető*	%	0.43	0.62
9. Methionin + cisztin	%	0.84	0.72
10. Lizin	%	1.08	1.01
11. Linolsav	%	1.22	-
12. A-vitamin**	NE/kg	10125	10000
13. D3 vitamin**	NE/kg	3025	2000
14. E-vitamin	mg/kg	16	11
15. Elancoban	mg/kg	100	100
16. Szárazanyag	%	88	89

* Fitin-P nélkül

** Nemzetközi Egység/kg

A vizes oldattal történő kezelés maximálisan 68 napos, a kris-tályos takarmánnyal való etetés pedig az állatok 89 napos életkoráig tartott. A Cd-75 jelű csoport állatai közül 10 egyedet még további 150 napig (összesen 239 nap) kísérletben tartottuk az idült Cd-mérgezés vizsgálata céljából. Naponta ellenőriztük az állatok egészségi állapotát és takarmány fogyasztását, valamint hetente mértük testtömegüket. Két hónap után a takarmány fogyasztásának mérésétől eltekintettünk az elhullások és a csoportok eltérő étvágyának alakulása miatt. A kísérlet 19. napján csoportonként 2-2, ill. a kísérleti etetés végén a 68. napon (azaz életkor szerint a 89. napon) csoportonként 2-5 csirkét elaltatás után elvégeztettünk, felboncoltunk és 10 szervükből ásványi elemzés, valamint fény- és elektronmikroszkópos vizsgálat céljaira mintát vettünk. Külön elemeztük ezen felül a vér, bélsár és a baromfi nevelőtáp összetételét is.

176. táblázat

Kísérleti kezelések ROSS fajtájú húshibrid kakasokkal

Etetési kísérlet: ÁTE, Analízis: MTA TAKI 1991.

Kezelések (csoportok)	Állatok száma,db	Kezelés mg Cd kg testtömegre	CdSO ₄ formájában kg takarmány sz.a-ra
CdSO ₄ vizes oldata naponta begybe juttatva			
Cd-0	20	0	-
Cd-2.5	10	2.5	-
Cd-10	10	10.5	-
Cd-30	10	30.0	-

	CdSO ₄ kristályos formában takarmányba keverve		
Cd-75	20	-	75
Cd-300	20	-	300
Cd-600	20	-	600

Csirkék a takarmányt és az ivóvizet ad libitum fogyasztották

Az ásványi elemzés ICP technikával 23 elemre terjedt ki. A szerveket általában állatonként vizsgáltuk, néhány esetben azonban több állat szervét összevontuk részben a mintaanyag kis mennyisége miatt. Az analízisek eredményeit mg/kg egységben vagy %-ban adjuk meg szárazanyagra vetítve és szervenként, elemenként, ill. kezelés-csoportonként közöljük. Utóbbi esetre akkor kerül sor, ha a kezelés hatása statisztikailag is igazolható változásokat okozott a vizsgált tulajdonságban. Mivel mintavétel az analízisre a kísérlet 19. és 68. napján történt, a Cd-30 jelű csoport állatai pedig ezt megelőzően már elpusztultak, az elemzés 6 kezeléscsoportot foglalt magában. A 6 kezelés x 2 ismétlésben = 12 x 2 mintavételi idő = 24 mintavételt jelentett állatonként 10-10 szervvel. A 240 szervmintához 20 vér + 8 bélsár + 6 nevelőtáp átlagminta járult. A 274 minta elemzése 23 tulajdonságra több mint 6 ezer mérést eredményezett.

A kiterjedt vizsgálatok és az analízis 1992. végére fejeződött be, majd 1993-ban sor került a nagyszámú adat statisztikai feldolgozására és értelmezésére. A kísérleti eredmények ismertetése először 1994-ben kezdődött el (Bokori et al. 1994), bár a részletes közlés még nem történt meg. Ezúton főképpen az elemek beépülését, akkumulációját kísérik nyomon, de a súlymérés eredményeit is közöljük. Amint a 177. táblázatban látható, a Cd-terheléssel arányosan csökkent az állatok testtömege. Kivételt képez ez alól a napi 2.5 mg Cd-mal kezelt állatok csoportja, ahol az átlagos testtömeg a 68. napon 75 g-mal meghaladta a kontrollt. A 30 mg/nap adagnál teljes étvágy-talanság, gyors lesóványodás, gubbasztás és hasmenés tünetei előzték meg a pusztulást a kezelés 8-12. napján. Hasonló jelenség a 600 mg/kg takarmányadagnál szintén bekövetkezett a kezelés 28. napjáig.

177. táblázat

Kezelések hatása a baromfi testtömegére az etetés 19. és 68. napján
Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék; Analízis: MTA TAKI.
Csoportonkénti átlag, kg, 1991.

Kezelés	Etetés időtartama, nap
---------	------------------------

kódja	19	68	SzD _{5%}	Átlag
Kontroll	1.41	3.60		2.50
2.5	1.41	4.35		2.88
10	1.17	3.15		2.16
30	-	-	0.33	-
75	0.84	2.21		1.52
300	0.52	0.89		0.71
600	0.42	-		0.21
SzD _{5%}	0.33			0.24
Átlag	0.96	2.37	0.15	1.66

A súlymérés életkor szerint a 39. és 88. napon történt, mivel az etetés a 20. nap után kezdődött.

- Az állatok elpusztultak (az átlagokban nem szerepelnek).

Az állatok korát, számát és heti átlagos csoportonkénti testtömegének alakulását a kezelések függvényében a 178. táblázat foglalja össze. A bemutatott adatok szerint a Cd-30 és Cd-600 jelű csoport-ban az állatok súlya kezdettől stagnált, ill. súlyvesztés lépett fel. A tömeges pusztulás az 5 hetes (Cd-30), ill. 7 hetes korban hirtelen következett be, amikor a terhelés elérte a letális, halálos szintet. Ez a szint a fiatal csirkénél kb. 10 napon át 30 mg = 300 mg körül adódott, a Cd LD₅₀-es adagja irodalmi adatok szerint is 500-600 mg a baromfira. Az elhullott állatok kórboncolása heveny vagy idült elváltozásokot mutatott ki. A máj pl. megduzzadt, vörössé és törékennyé vált, szerkezete elmosódott (májdystrophia). A herék sorvadtak, a vesék fakóbarnává és duzzadtá váltak (veseelfajulás), a szív bal kamrájának az izomzatában hypertrophia alakult ki stb. Minden szerv drasztikusan károsodott.

178. táblázat

Kezelések hatása az állatok heti súlygyarapodására
Etetési kísérlet: ÁTE, 1991.
(Állatok kora, száma, csoportonkénti átlagos testtömege)

Kísérleti kezelések	Heti átlagos testtömeg g-ban					
	3.hét	4.hét	5.hét	6.hét	7.hét	8.hét
	Állatok száma, n					
Cd-0	20	19	19	19	16	16
Cd-2.5	10	9	9	7	7	6
Cd-10	10	10	9	7	7	6
Cd-30	10	10	8	-	-	-

Cd-75	20	20	20	20	18	17
Cd-300	20	20	20	20	17	16
Cd-600	20	20	20	20	3	-

	Állatok súlya, kg					
Cd-0	0.46	0.55	1.06	0.49	2.07	2.59
Cd-2.5	0.53	0.63	1.16	1.65	2.19	2.63
Cd-10	0.53	0.53	1.00	1.30	1.71	1.89
Cd-30	0.53	0.40	0.33	-	-	-
Cd-75	0.46	0.49	0.80	1.03	1.31	1.60
Cd-300	0.46	0.45	0.48	0.48	0.50	0.48
Cd-600	0.46	0.40	0.37	0.35	0.38	-

- Az állatok elpusztultak

A 3. hét (21. nap) a kezelés kezdete

Eltekintve a Cd-30 és Cd-600 jelű csoport állataitól a csirkék nem mutattak kóros klinikai tüneteket a kezelés első 2 hetében. Elég jól tollasodtak és fejlődtek. Később a Cd-terhelés mértékével arányosan itt is fokozatosan romlott az étvágy, a fejlődés lelassult, a tollazat fénytelenre vált és gyakorta hasmenés jelentkezett. A mérsékelt, 2.5 mg/nap terheléssel igen jól fejlődő kakasoknál a kezelés 68. napján el-véreztetett két állat kórboncolásakor feltűnő volt a herék megnagyob-bodása 7-8 szorosára a kontrollhoz viszonyítva. Az alacsony, de tartós terhelés nyomán a herék súlyosabbá váltak, a lágy tapintatú szervek burka feszült, metszéspapjuk fényes és nedvdús volt.

A Cd-75 és Cd-300 jelű csoportokban enyhébb-súlyosabb lesóvá-nyodás, máj- és veseelfajulás, a pancreas (hasnyálmirigy), lép és a here sorvadása (atrophia), a szív bal kamrájának a falában kóros sejtnövekedés (hypertrophia) és a kamrák üregének szűkülete volt látható. A legtöbb állatban a mirigyes gyomor és a zúzógyomor ürege kitágult, faluk elvékonyodott és nagy mennyiségű nyálka képződött a mirigyes gyomor üregében. Néhány kakasban begytágulat és idült, hurutos begy-gyulladás lépett fel. A vese fakóvörös színűvé és állománya nehezen szétszakíthatóvá vált (vesecirrhosis). A 200 napot meghaladó Cd-75 kezelés kakasainál a máj, vese és a szívizom zsíros beszűrődése mellett a csőves csontok könnyebb metszhetőségét észleltük.

A szövettani vizsgálatok szerint a Cd-0 kontroll csoport szervei ép szerkezetet mutattak. A Cd terheléssel arányosan súlyosbodó elválto-zások jelentkeztek a vesében (tubulonephrosis), májban (sejtnecrosis, epeérproliferatio), lépben (atrophia), herében (csírahám károsodás, spermogén sejtek csökkenése, atrophia, interstitialis vizenyő és fibrosis), agyvelőben (vizenyő, malacia), szív és vázizomzatban (inter-stitialis vizenyő, oedema, atrophia és necrosis az izomrostokban), tüdőben

(üregek tágulása és nyálkás anyag felhalmozódása, kapillárisok és artériák roncsolódása), mirigyes gyomorban (hámsejtek elhalása és leválása), zúzógyomorban és a vékonybélben (nyálkahártya károsodása), hasnyálmirigyben (hámsejtek sorvadása, atrophia), comb-csontban (meszesedés zavara, osteoporosis, csontvelő-aplasia, ill. a nagyobb terhelésnél csontvelő-hyperplasia).

A klinikai tünetek és a morfológiai vizsgálatok eredményeit összegezve megállapítható, hogy már a 2.5 mg/nap Cd-terhelés a vese, máj és here károsodását okozta. Sérül emellett az emésztőcső (mirigyes és zúzógyomor, valamint a vékonybél) nyálkahártyája is. A nagyobb Cd-terhelés kóros elváltozásokat idézett elő a szívizomban, lépben, csontszövetben és a csontvelőben. A klinikai tünetek és szervi elváltozások kialakulásában, a Cd közvetlen sejtkárosító hatásán túl, az emésztő rendszer sérülésével fellépő hiányos tápanyagfelszívódás és emésztés (malabsorptio és maldigestio) szintén szerepet játszhatott.

A heti és göngyölített fajlagos takarmányfelhasználás adatait a 179. táblázat foglalja össze. Az 1 kg élősúly gyarapodáshoz szükséges takarmány mennyisége a kontroll és a Cd-2.5 jelű csoportban megfelelő volt 2.1-2.4 kg göngyölített mutatóval. A Cd-75 csoportban a takarmány értékesülése jelentősen romlott, míg a nagyobb terhelés-nél a gyors létszámváltozás és étvágyromlás miatt a fajlagos takarmányértékesülést már nem lehetett reálisan megítélni. A baromfi szervek, vér, bélsár és nevelőtáp átlagos összetételét a 180. és 181. táblázatban tanulmányozhatjuk. A vizsgálatok egyben párhuzamosként, kontrollként is szolgálhatnak a korábbi Al-etetési kísérletben kapott eredményeknek, hiszen ugyanazon állatfajra vonatkoznak. Igaz, hogy csak bizonyos korlátok között, hiszen a kísérleti körülmények (takarmány összetétele, állatok kora, kezelések) részben eltérőek voltak.

179. táblázat

Heti és göngyölített fajlagos takarmányfelhasználás kg/kg élősúly termeléshez.

Etetési kísérlet: ÁTE; Analízis: MTA TAKI, 1991.

Kezelés	4.hét	5.hét	6.hét	7.hét	8.hét	Göngyölített
Cd-0	4.57	1.96	1.79	1.90	2.26	2.10
Cd-2.5	5.55	1.68	2.38	2.23	2.99	2.41
Cd-10	-	-	-	-	-	-
Cd-30	-	-	-	-	-	-
Cd-75	4.22	2.04	2.69	3.22	3.84	3.14

Cd-300	-	-	-	-	-	-
Cd-600	-	-	-	-	-	-

- A fajlagos mutatók érdemben nem számíthatók

180. táblázat

A baromfi szervek átlagos összetétele szárazanyagra számolva
Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1992.

Elem	Szív	Tüdő	Máj	Vese	Izom	Lép	Here
K %	1.23	1.17	1.03	1.14	1.35	1.66	1.65
P %	0.85	0.89	1.11	1.09	0.87	1.36	1.25
S %	0.95	0.85	0.76	0.76	0.80	0.91	1.76
Na %	0.51	0.82	0.25	0.59	0.26	0.31	0.56
Mg ppm	791	606	698	770	933	1015	1042
Ca ppm	343	600	212	476	227	394	486
Fe ppm	123	529	177	159	30	389	100
Zn ppm	96	54	122	90	56	86	89
Cu ppm	13	3	18	17	2	4	6
Mn ppm	1.79	2.24	9.41	7.37	0.62	1.99	3.00
Sr ppm	0.68	0.81	0.30	0.55	0.34	0.65	2.09
Al ppm	0.01	1.49	0.00	0.15	0.08	0.16	8.03
Ba ppm	0.46	0.63	0.00	0.43	0.06	0.00	1.99
Ni ppm	0.14	0.34	0.13	0.11	0.09	0.10	0.40
Mo ppm	0.13	0.12	2.30	2.09	0.13	0.18	0.66
Cr ppm	0.01	0.05	0.00	0.55	0.19	0.00	1.63
Co ppm	0.13	0.01	0.06	0.05	0.08	0.05	0.12
B ppm	0.04	0.50	0.48	0.24	0.03	0.26	0.02
Pb ppm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Méréshatár alatt maradt: As, Cd, Hg, Se, Pb

Ezúton a hasnyálmirigy, valamint a vér és bélsár összetételét is meghatároztuk. A táblázatokban több elem előfordulását mutatjuk be mint

korábban (S, Ba, Ni, Mo, Co, B, Pb), mert különösen az általunk először analizált bélsár gazdagnak mutatkozott nyomelemekben. A szív, tüdő, máj, vese, izom, lép, here, agyvelő és combcsont átlagos összetétele lényegében jól követi az Al-terhelési kísérletben kapott átlagos koncentrációkat és az ott elmondottak most is iránymutatóul szolgálhatnak. A hasnyálmirigy (pancreas) átlagos elemtartalma többé-kevésbé megfelel a lágy belső szervek átlagának, kimagasló viszont az 1.42 %-os P készlete. A vér is a belső szervekhez közeli összetételű, kiugróan magas viszont a Na, Fe, Al és B tartalma a lágy szervekhez viszonyítva. A Na és Fe közismerten véralkotók fontos élettani funkciót betöltve, az Al és B a takarmánnyal bejutva felszívódhat, bár nem tekinthetők az állatok számára esszenciális elemeknek.

181. táblázat

A baromfi szervek, vér, plazma, bélsár és a nevelőtáp átlagos összetétele szárazanyagra számolva
Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1992.

Elem		Agyvelő	Hasny.m.	Csont	Vér	Bélsár	Nev.táp	Dúsulás*
K	%	1.44	1.18	0.27	0.88	2.04	0.66	3.1
P	%	1.30	1.42	5.90	0.60	1.50	0.74	2.0
S	%	0.55	0.65	0.08	0.67	0.42	0.22	1.9
Na	%	0.58	0.31	0.58	0.99	0.41	0.12	3.4
Mg	ppm	694	867	2511	200	5563	1908	2.9
Ca	ppm	551	625	117379	378	27063	12392	2.2
Fe	ppm	71	32	119	1405	186	70	2.7
Zn	ppm	42	88	89	24	263	89	3.0
Cu	ppm	10	3	5	4	124	37	3.4
Mn	ppm	1.85	4.96	1.55	0.19	337	114	3.0
Sr	ppm	0.68	0.66	41.28	0.41	105	12	8.8
Al	ppm	0.20	0.10	3.28	3.26	50	18	2.8
Ba	ppm	1.34	0.33	15.37	0.12	36	11	3.3
Ni	ppm	0.23	0.46	0.24	0.00	4.86	1.40	3.5
Mo	ppm	0.96	0.32	0.08	0.29	1.40	0.12	11.7
Cr	ppm	0.20	0.10	0.09	0.00	5.14	1.98	2.6
Co	ppm	0.13	0.07	0.00	0.02	1.31	0.16	8.2
B	ppm	0.09	0.19	1.52	0.70	22.71	7.30	3.1
Pb	ppm	0.00	0.00	0.00	0.00	1.37	0.46	3.0

Méréshatár alatt maradt: As, Cd, Hg, Se

*** A bélsár/nevelőtáp koncentrációinak hányadosa**

A bélsár tápelemekben és szennyezőkben egyaránt gazdag, a megemésztett takarmány be nem épült ásványi elemei a bélsárral távoznak. Az állati szervekhez viszonyítva extrém nagy Mg, Ca (csont kivételével), Zn, Cu, Mn, Sr, Al, Ni, Cr, Co, Pb, B koncentrációval rendelkeznek. Mivel pl. az állati szervezet Cu és Mn szükséglete csekély, a takarmány készlete viszont nagy, a felesleg a bélsárban akkumulálódik. Az inkább szennyezőknek tekinthető Al, B, Pb szinte kizárólag a bélsárban mutat jelentős tartalmakat, eltekintve részben a vér és csont 1-3 ppm körüli Al és B készletétől. Méréshatár ill. 0.1 ppm alatt maradt az As, Cd, Hg, Se a nem kezelt vizsgált anyagokban (180. és 181. táblázat).

A Cd terheléssel arányosan nőtt viszont a szervek és a bélsár Cd szennyezettsége. Extrém magas akkumulációval kitűnt a vese és a máj többszáz ppm értéket elérően. Ezt követte 10-55 ppm közötti tartományban a hasnyálmirigy, lép és részben a here. A tüdő, szív és a csont általában 10 ppm alatti tartalmakat mutatott. Úgy tűnik, hogy genetikailag leginkább védett az agyvelő és a vér, ahol a dúsulás csak néhány tized ppm. Az is látható, hogy nemcsak a terhelés adagjával, hanem időtartamával is emelkedett a szervek Cd koncentrációja. A be nem épült Cd a bélsárral ürül. Összefoglalóan megállapítható, hogy a Cd fő akkumulációs szerve a máj és a vese 3-4 nagyságrendbeli dúsulással, de a többi szerv is több száz vagy ezerszeres mennyiségben építette be a toxikus elemeket. Az analízis adatok diagnosztikai céllal felhasználhatók, jól jellemzik a mérgezés fokozatait, beleértve a letális határkoncentrációkat is (182. táblázat).

Kezelések hatására esetenként megváltozott a szervek egyéb elemeinek tartalma. Így pl. általában statisztikailag is igazolhatóan csökkent a máj Fe és Mn készlete, valamint a vese Fe és Mg koncentrációja a Cd terhelés nyomán. Emelkedett ugyanakkor a Cu és a B a vesében, Na és a B a tüdőben, valamint a B az agyvelőben (183. táblázat). A csontban 19 nap után csökkent kis mértékben a P, mindkét időpontban a Zn, valamint nőtt a Ba. Csökkenő tendenciát mutatott a K a herékben, míg a S és Ca kifejezetten emelkedett. Az extrém 300 ppm terhelésnél ugrásszerűen nőtt a lépben a Cu és tendenciájában a Sr (184. táblázat). A Cd mérgezés tehát nemcsak a szervek kóros elváltozását eredményezte, hanem módosította a fontos makro- és mikroelemek beépülését is. Az ásványi elemforgalommal kapcsolatos következtetéseket az alábbiakban lehet összefoglalni:

1. Elemzéseink szerint a csirke szerveiben méréshatár alatt maradt az átlagos As, Cd, Hg, Se és Pb tartalom. A takarmánnyal bejutott 0.5 ppm körüli Pb a bélsárral ürült.

182. táblázat

Kezelés hatása a baromfi szervek Cd tartalmára						
Etetési kísérlet: ÁTE ; Analízis: MTA TAKI, 1992. mg/kg sz.a-ban						
Vizsgálat napja	Cd mg/kg élősúlyra			Cd mg/kg takarmányra		SzD _{5%}
	0	2.5	10	75	300	
Vese						
19.	0.0	74	186	219	242	70
68.	0.0	206	332	412	-	
Máj						
19.	0.0	26	92	110	600	91
68.	0.0	71	174	252	-	
Hasnyálmirigy						
19.	0.0	5	11	14	55	12
68.	0.0	9	27	31	-	
Lép						
19.	0.0	2	8	10	35	3
68.	0.0	4	11	17	-	
Tüdő						
19.	0.0	1.0	2.2	2.2	10.6	4.0
68.	0.0	1.7	5.1	6.2	-	
Szív						
19.	0.0	0.8	1.6	1.8	9.5	2.4
68.	0.0	1.0	3.0	3.8	-	
Here						
19.	0.0	0.6	2.6	3.8	9.4	2.2
68.	0.0	2.9	5.8	13.0	-	
Csont						
19.	0.0	0.7	1.5	1.5	3.0	0.9
68.	0.0	0.5	1.1	2.0	-	
Agyvelő						
19.	0.0	0.0	0.3	0.3	0.8	0.4
68.	0.0	0.0	0.2	0.6	-	
Bélsár						
19.	0.0	41	82	209	671	74
Vér						
26-28.	0.00	0.00	0.13	0.21	0.30	-
29-31.	0.00	0.00	0.17	0.25	-	

A két vizsgálati időpontra egy közös **SzD_{5%}** érték lett megadva.
 - A kísérleti állatok elpusztultak

183. táblázat

Kezelések hatása a baromfi szervek egyéb elemtartalmára
 Etetési kísérlet: ÁTE; Analízis: MTA TAKI, 1991.

Vizsgálat		Cd mg/kg testtömeg			Cd mg/kg takarmány		SzD5%
eleme	napja	0	2.5	10	75	300	
Máj							
Fe ppm	19.	196	116	131	91	222	132
	68.	572	268	242	156	268	
Mn ppm	19.	12	7	9	8	9	5
	68.	12	8	8	7	7	
Vese							
Mg ppm	19.	794	701	675	767	700	64
	68.	655	681	559	691	717	
Fe ppm	19.	163	103	118	78	101	80
	68.	334	206	185	121	99	
Cu ppm	19.	11	13	21	16	27	10
	68.	9	13	17	24	27	
B ppm	19.	0.37	0.50	0.63	1.30	4.52	1.20
	68.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	
Tüdő							
Na %	19.	0.75	0.80	0.74	0.88	1.11	0.28
	68.	0.67	0.63	0.66	0.87	1.13	
B ppm	19.	0.59	0.39	0.58	0.81	1.70	0.35
	68.	0.00	0.06	0.13	0.28	0.48	
Agyvelő							
B ppm	19.	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.28
	68.	0.07	0.02	0.33	0.44	0.27	

SzD_{5%} mindkét időpontra (sorra) azonos

184. táblázat

Kezelések hatása a baromfi szervek egyéb elemtartalmára

Etetési kísérlet: ÁTE; Analízis: MTA TAKI, 1991.

Vizsgálat		Cd mg/kg testtömeg			Cd mg/kg takarmány		SzD _{5%}
eleme	napja	0	2.5	10	75	300	
Csont							
P %	19.	6.98	6.72	6.47	6.45	5.47	1.24
	68.	5.45	5.02	5.57	5.99	5.67	
Zn ppm	19.	141	116	105	73	80	23
	68.	95	81	90	62	57	
Ba ppm	19.	14	22	19	21	15	6
	68.	6	7	13	19	22	
Here							
K %	19.	1.23	2.21	0.80	1.19	x	0.38
	68.	1.99	2.07	1.87	1.52	1.76	
S %	19.	0.59	1.07	1.17	1.26	x	0.20
	68.	0.60	0.59	0.63	0.93	x	
Ca ppm	19.	659	1275	1585	1169	x	521
	68.	581	437	568	1211	510	
Lép							
Cu ppm	19.	3.39	3.46	2.96	3.93	8.50	0.43
	68.	3.12	3.39	3.06	3.54	3.86	
Sr ppm	19.	0.59	0.77	0.87	1.19	1.62	1.07
	68.	0.11	0.14	0.20	0.21	0.42	

x Minta hiányában nem vizsgált

SzD_{5%} mindkét időpontra (sorra) megegyezik

2. A lágyszervekben mindössze néhány vagy néhány tized ppm koncentrációban fordult elő a Mn, Sr, Al, Ba, valamint a Ni, Mo, Cr, Co, B. A csontban a Ba 15, a Sr 41 ppm értéket ért el. A takarmány az említett mikroelemekben nagyságrenddel gazdagabb, ill. nagyságrendekkel

bőségebb ellátást nyújthat, mint a beépülés szükséglete. A mikroelemek feleslege a bélsárral távozik, ill. a bél-sárban dúsul. Ez a dúsulás a takarmányhoz képest a Sr és Co esetén 8-9, míg a Mo esetén 12-szeres értékű is lehet.

3. A Cu 3-18, a Zn 25-120, a Fe 30-530 ppm tartományban maradt és a Ca is mikroelem mennyiségben fordult elő a lágy szervekben néhány száz ppm értéket mutatva. A Mg általában meghaladta a Ca mennyiségét és néhány szervben (lép, here) 1000 ppm fölé emelkedett. A csontban a Ca 117, míg a Mg csak 0.25 %-ot ért el.
4. Makroelemnek tekinthető minden szervben a K és P %-os, valamint a S és Na tized %-os mennyiségben. Ez alól a csont S tartalma jelenthet kivételt, mely valamelyest a tized % alatt maradt.
5. Az egyes elemek dúsulási szerve eltérhet. Így pl. a Cr, Mo, Zn, Mn, Cu főként a vesében és a Cr kivételével a májban; a P, Ca, Mg, Sr, Ba a csontban; a Na és a Fe a vérben; az Al a herében, míg a K a lépben és herében ért el maximális koncentrációt. A here Al akkumulációja kérdéses, hiszen az előző Al-terhelési kísérlet nem igazolja a jelenséget, nem kizárt az Al szennyezés a boncolás vagy mintaelőkészítés során.
6. A Cd kezelés hatására, már a 2.5 mg/nap alacsony terhelésnél is, nagyságrendekkel nőtt a máj és vese szennyezettsége. Az agyvelő-ben, vérben akkor még Cd egyáltalán nem volt kimutatható. A nagyobb terheléssel ugrásszerűen nőtt az egyéb szervekben mért Cd is, valamint a terhelés időtartamával az átlagos Cd akkumuláció a legtöbb szervben (a 68. napon, a 19. naphoz viszonyítva) közel megduplázódott.
7. A Cd terhelés érdemben nem befolyásolta az igen kis mennyiségben előforduló elemek (Co, Cr, Mo, Ni) beépülését a szövetekbe. A nagyobb koncentrációban kimutatható esszenciális elemek tartalma gyakran emelkedett a beteg állatokban ill. beteg szervekben (Ca, S, Sr, B, Ba, Na, Cu). Ez alól kivételt a vese csökkenő Fe és a csont kifejezetten süllyedő Zn tartalma jelentett.

18.3. A Cd hatása egyes sejtvonalak életképességére

Fokozódik az igény, hogy az állatkísérletek egy részét alternatív módszerekkel helyettesítsük. A sejtenyészetek sok esetben megfelelnek a célnak, amennyiben a tesztek eredményeit alkalmazni lehet az intakt állati vagy emberi szervezetre is. A Cd hatását egyes sejtek életképességére in vitro körülmények között vizsgáltuk, összehasonlítva az esszenciális elemek sóinak hatásával. A sejtvonalak tápfolyadékát a megfelelő sókkal egészítettük ki, majd 72 óra inkubációt követően meghatároztuk az élő sejtek arányát. Táblázatos eredményeink a sejtek életképességét 50 %-ban meghatározó sókoncentrációkat jelölik, mint határértékek, mmol/l egységben kifejezve.

Amint a 185. táblázatban látható, az esszenciális elemek sóival összevetve a Cd már egy nagyságrenddel kisebb koncentrációban mérgezőnek bizonyult valamennyi sejt típusra. Az életképességet 50 %-ban gátló só tartalom minden sejtvonal esetén közeli, az ártalmatlan és

185. táblázat

A sejtek életképességét 50 %-kal csökkentő sókoncentrációk
ÁTE Takarmányozási Tanszék 1994. mmol/liter*

Sejtvonalak jelölése	Ammónium- molibdenát	Kobalt szulfát	Nikkel-ammónium szulfát	Kadmium- szulfát
J-111	.43	.25	.09	.025
MG-63	.26	.53	.10	.075
MMT	1.03	.21	.13	.082
HEp-2	.21	.17	.10	.072
A-549	.69	.51	.42	.082
HeLaS3	.56	.21	.13	.076
Chang liver	.55	.28	.17	.076
NBL-1	.35	.21	.17	.055
Átlag±sHiba!	A mezők szerkesztésével nem hozhatók létre objektumok.			.51±
.09	.30±.05	.16±.04	.068±.006	

* A vizsgálatokban együttműködő dr. Gálfi Péternek ezúton mondunk köszönetet.

a káros zóna közötti határ rendkívül szűk, ami a Cd általános sejt méreg jellegét bizonyítja. A nyomokban előforduló esszenciális Mo, Ni, Co túlsúlya 0.1-1.0 mmol/l sókoncentrációban szintén károsította a sejteket. Ismert, hogy a kórokozók bennbaktériumainak cellulázaktivitását a Mo, az ureáz enzim aktivitását a Ni fokozza; a B12 vitamin szintézise pedig Co-ot

igényel. Az eddigi adatok alapján az a következtetés is levonható, hogy a sejttényészetek módszere inkább alkalmas az egyes sók/vegyületek káros, mint nutritív hatásának tesztelésére.

18.4. Cd terhelési kísérlet tojó fürjfel 1992-ben (Bokori József, Fekete Sándor és Kádár Imre)

Arra a fontos kérdésre is kerestük a választ, hogy a takarmány Cd szennyezettsége mennyiben jelenthet veszélyt az utódra? Átjuthat-e a Cd a tojásba és annak mely részében akkumulálódhat? Az alábbiakban egy rövid tartamú etetési kísérletet ismertetünk, melyet 1992-ben végeztünk japán fürj tojókkal. A kísérleti etetés 06. 16. - 07. 22. között történt, azaz összesen 37 napon át folyt. Az állatokat klimati-zált állatházban, batteriás ketrecekben tartottuk. A 0.75, 150, 300 mg/kg Cd terhelést a takarmányba kevert CdSO_4 biztosította. Kezelé-senként 10, azaz összesen 40 db, egyenként 155-200 g tömegű japán fürjet állítottunk a kísérletbe.

Az etetés első hetében valamennyi állat takarmányozását a szab-vány fürj tojótáppal végeztük (186. táblázat). Ezt követően került sor a kezelésnek megfelelő CdSO_4 bekeverésére. A takarmányt és az ivóví-zet a tojók szabadon fogyaszthatták. Naponta ellenőriztük az állatok viselkedését, egészségi állapotát és takarmány-felhasználását. Figyelemmel kísértük a tojástermelést is. Az átlagosan 8-10 g súlyú tojásokat naponta összegyűjtöttük, csapvízzel majd desztvízzel lemos-tuk, papírvattával szárazra töröltük és 4 °C-on hűtőszekrényben tárol-tuk. A kísérlet végén a tojásokból 20 átlagmintát készítettünk ásványi elemzésre (8 egész tojás, 4 sárgája, 4 fehérje, 4 tojáshéj). Ahol elegendő tojást kaptunk, ott a tojásrakás idejét is figyelembe vettük a mintavételben. A mintákat szárítószekrényben óvatosan beszárítottuk az analízisre.

A kontroll csoportban 37 nap alatt 1 állat hullott el, a 75 ppm terhelésnél 3, 150 ppm terhelésnél 5, 300 ppm-nél pedig 6, azaz a tojók 60 %-a. Az igen erős mérgezést okozó 300 ppm Cd tartalmú takarmánynál az elhullás már a 10. napon elkezdődött, a kiesett állatok tömege pedig 1/3-ával csökkent. (187. táblázat) A takarmány szennyezettségével arányosan az állatok fokozatosan étvágytalanná váltak, lesoványodtak és gyakran hasmenésben szenvedtek. Az elhul-lott tojók kórboncolásakor a lesoványodott hullákban máj- és veseelfaju-lást, bélhurotot, a bőr alatti és vese körüli kötőszövetekben vizenyős beszűrődéseket lehetett látni.

186. táblázat

A fürj tojótáp összetétele
ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1992.

Szám	Összetevők megnevezése	kg vagy %
1.	Kukorica	40.0
2.	Extr. szója (48 %-os fehérjetartalom)	20.0
3.	Búza	16.3
4.	Energomix-40 (40 % állati zsír)	6.0
5.	Takarmánymész	5.7
6.	Extr.napraforgódara (40 %-os fehérjetartalom)	5.3
7.	Húsliszt (54 %-os fehérjetart.)	3.0
8.	AP-17 (Ca-P kiegészítő)	2.9
9.	Egységes premix	0.5
10.	Takarmánysó	0.3
	Összesen	100.0

187. táblázat

Kezelés hatása a tojók elhullására és a kiesett állatok testtömegére
a 37 napos esetés ideje alatt

ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1992.

Kezelés Cd mg/kg	Állatok száma, db					Elhullott tojók súlya g/db
	1.nap	10.nap	20.nap	30.nap	37.nap	
0	10	9	9	9	9	180
75	10	9	9	9	7	143
150	10	10	10	7	5	127
30010	9	8	6	4	120	

A mérgezés tükröződött a tojástermelés mutatóin és a tojás minőségén is, melyre a 188. táblázat eredményei utalnak. A kísérleti etetést megelőző héten valamennyi csoport állatai 5-7 tojást tojtak naponta, jól ettek és kóros tüneteket nem mutattak. A Cd terhelés nyomán 15 %-ra csökkent a tojások száma és megnőtt a légyhéjú, ill. törött tojások részaránya a kontroll csoporthoz viszonyítva. Az extrém nagy Cd szennyezés eredményeképpen a kevés számú tojás 1/3-a már sérült. Az is látható, hogy amíg 1 tojás rakásához szennyezetlen takarmány etetésekor 1.6 tojónapra volt szükség, erős szennyezéskor 9.3 napra nőtt az igény. A 189. táblázat adatai szerint a tojástermelés a nagyobb Cd terhelésnél már az első napokkal lecsökkent, a 10. napot követően pedig gyakorlatilag leállt.

188. táblázat

Kezelés hatása az összes tojónapok számára és a tojástermelés mutatóira
ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1992.

Kezelés Cd mg/kg	Tojónapok száma	Összes tojás db	%	Lágyhéjú/törött db	össz.%-ában	Össz. tojónap/ össz. tojás
0	334	206	100	5	2	1.6
75	333	95	46	11	12	3.5
150	330	68	33	10	15	4.9
300	279	30	15	9	30	9.3

189. táblázat

Tojásrakás megoszlása a kezelés és a kezelés időtartama függvényében
ÁTE Takarmányozástani Tanszék, 1992.

Kezelés Cd mg/kg	Tojások száma 5 napi intervallumokban, db						
	1-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35
0	28	31	27	30	27	22	29
75	21	26	9	7	13	17	2
150	26	16	9	1	1	12	2
300	23	6	1	0	0	0	0
Összesen	98	79	46	38	41	51	33

A Cd mérgezés azonban kevésbé tükröződött a tojások összetétele-lén. Úgy tűnik az utódot a szervezet védi, a tojásban csak nyomokban jelentkezett a Cd, elsősorban a sárgájában 0.22 ppm átlagos koncentrációban. Ez az alacsony tartalom (mely akár mérési hiba is lehetne) jelzi, hogy az agyvelőhöz hasonlóan a tojás is a kulcsfontosságú szervek közé tartozik és kiemelt védelemben részesül. Az 1991. évi kísérleti kukoricánál megfigyelhettük szabadföldön, hogy analóg módon a szem genetikailag védett maradt a nemkívánatos elemekkel szemben és csak az esszenciális tápelemekben (Se, Zn, Mo) dúsult fel.

A fürjtojás és részeinek átlagos összetételét a 190. táblázatban foglaltuk össze. Az eredmények általános ismeretelméleti jelentőséggel bírnak:

1. A tojás héja akkumulálja a csontalkotó fémeket, földfémeket (Ca, Mg, Sr, Ba). Ezek a fémek kétvegyértékűek, sóik vízben oldhatatlan vegyületeket alkotnak.

2. A vízdíszítő fehérje (albumin) meglehetősen gazdag K, S, Na, Cu, B, Mo elemekben. Oldhatósága részben az egyvegyértékű kationok-kal képzett sóinak, ill. vegyületeinek tulajdonítható, melyet a sárgá-jához képest kiugróan magas, 5-szörös K, és több mint 7-szeres Na készlete tükröz.
3. A tojás sárgája (főként globulin) akkumulálja a P, Fe, Zn, Mn elemeket. Míg tehát a fehérje S-tartalmú vegyületekben, a sárgája foszforban gazdag. A fehérje fő mikroelemei a Cu, B, Mo, a sárgája fő mikroelemei a Fe, Zn, Mn, Cu.
4. A 190. táblázat növekvő koncentrációk sorrendjében tünteti fel az összetevőket, az egész vagy teljes tojáshoz rendelt. A vizsgált 23 elemből 9 mérés határ alatt maradt (Al, As, Cd, Cr, Co, Hg, Ni, Pb, Se). Néhány tized vagy néhány ppm mennyiséget képviselt a Mo, Mn, B, Cu, Ba. Jelentős, 30-110 ppm tartományban akkumuláló-dott a Zn, Fe, Sr. Makroelem készletet a %-os koncentrációban előforduló Mg, Na, S, P, K, Ca jelentett.
5. Összefoglalóan megállapítható, hogy a tojás nemcsak koncentrált energia- és fehérjeforrás, hanem az ásványi elemek jelentős tárolója. Mindazon esszenciális makro- és mikroelemeket tartalmazza emészthető formában, melyek az állati vagy emberi szervezetnek létfontosságúak.

190. táblázat

A fürjtojás és részeinek átlagos összetétele, % vagy mg/kg szárazanyag.

Etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék; Analízis: MTA TAKI, 1992.

Elemek jele	Egész tojás		Tojáshéj		Fehérje		Sárgája	
	Átlag	CV	Átlag	CV	Átlag	CV	Átlag	CV
¹ Cd ppm	0.00	-	0.00	-	0.00	-	0.00	-
² Cd ppm	0.17	71	0.00	-	0.07	87	0.22	91
Mo ppm	0.20	71	0.01	202	0.47	40	0.33	81
Mn ppm	0.38	52	0.01	200	0.01	200	0.89	21
B ppm	0.84	117	0.00	0	1.65	47	0.65	144
Cu ppm	2.90	8	2.84	16	3.64	23	3.02	14
Ba ppm	5.87	24	11.67	20	0.28	129	1.55	38
Zn ppm	30	28	5	97	3	140	53	18
Fe ppm	46	31	10	77	10	63	87	7

Sr	ppm	110	22	290	38	2	32	5	39
Mg	%	0.22	11	0.58	10	0.07	23	0.03	13
Na	%	0.51	11	0.47	2	1.73	27	0.24	29
S	%	0.58	12	0.44	10	1.35	13	0.42	8
P	%	0.62	9	0.28	23	0.15	38	1.00	8
K	%	0.74	10	0.53	13	1.80	24	0.36	25
Ca	%	8.99	12	27.40	11	0.06	62	0.29	5

¹Cd = O; ²Cd = Cd kezelések átlagában

Az Al, As, Cd, Cr, Co, Hg, Ni, Pb, Se 0.1 ppm alatt maradt

Mintaszám az egész tojásban: n = 8, a tojás részeinél: n = 4

Sajnos a kevés számú minta, ill. az ismétlés nélküli analízis nem tette lehetővé, hogy statisztikailag igazolhassunk változásokat a tojás fehérje, sárgája vagy a méshéj egyéb elemeinek összetételében. Amint a 191. táblázatban látható, nagy a mérések hibája. A két 75 ppm terhelésű kezelés eredményei egyféle párhuzamosnak tekinthető, így utalnak az adatok megbízhatóságára. Megemlítjük, hogy általában az igen kis mennyiségben előforduló mikroelemeknél a %-os szórás nagy, 100 feletti értékeket is elérhetnek. Mindez szembevetendő volt a korábban bemutatott 190. táblázat adatsorain. A hibaforrások alapvetően a mintavétel, pontosabban a minták előkészítése (szárítás, homo-genizálás) során jelentkezhetnek, kevésbé az elemzésnél.

191. táblázat

Kezelés hatása a tojás összetételére
Etetési kísérlet: ÁTE; Analízis: MTA TAKI. 1992.

Kezelés Cd mg/kg	Mintavétel napja	Zn	ppm Fe	Ba	S	% K	Ca
Fehérje							
0	6-7	0.1	5.9	0.0	1.45	2.13	0.03
75	28-30	0.5	7.7	0.1	1.41	1.68	0.09
75	32-37	7.9	19.6	0.2	1.09	0.25	0.10
150	32-37	1.9	7.2	0.8	1.43	2.13	0.03
Sárgája							
0	6-7	56.5	86.5	0.9	0.40	0.28	0.29
75	28-30	40.8	91.7	1.6	0.39	0.29	0.31
75	32-37	53.0	79.1	1.4	0.46	0.40	0.28

150	32-37	63.2	91.2	2.3	0.44	0.47	0.29
Mészhéj							
0	6-7	0.8	2.0	8.4	0.38	0.48	30.6
75	28-30	0.9	5.0	11.7	0.44	0.49	28.9
75	32-37	7.9	14.5	13.9	0.48	0.51	26.1
150	32-37	10.0	17.6	12.7	0.47	0.63	24.0

Leginkább meggyőző erejűnek látszik a 191. táblázatban közölt mészhéj adatain a nagy mennyiségben jelen levő Ca egyértelmű csökkenése a Cd terhelés nyomán. A tojáshéj Ca készlete a kontrollhoz viszonyítva 78 %-ra süllyedt. A megfigyelt csökkenő trend elfogadható és jól magyarázza a törött és lágy héjú tojások növekvő számát a szennyezett takarmányt fogyasztó tojók esetében. Ez a mechanizmus játszott szerepet a csontok meszesedésének zavaraiiban csontlágyulást okozva. Korábbi vizsgálataink, valamint nemzetközi irodalmi utalások egyértelművé teszik a Cd terhelés Ca-forgalomra gyakorolt illetén hatását. A Ca és Cd közötti kémiai antagonizmus a talaj-növény rendszerben is nyomon követhető, meszezéssel vagy meszes talajokon a Cd növényi felvétele drasztikusan mérsékelhető. A Cd és P, ill. Cd és Zn elemek közötti antagonizmusokat a tojások analízis eredményein nem tudtuk igazolni.

18.5. Sárgarépa etetési kísérlet nyulakkal 1992-ben

A nehézfémekkel és egyéb szennyező elemekkel végzett rövid tartamú állatetetési kísérletek zömében természetellenesen nagy adagokat/terhelést alkalmaznak általában oldható sók formájában. Ilyen szituáció a normális táplálkozás során nem fordul elő, eltekintve az akut mérgezéssel járó balesetektől. A tápláléklánc terhelése a szennyezett környezetben ill. talajon termő növény útján történik hosszú időn át, és nem oldható sókkal, hanem a légköri ülepedéssel növényre került, valamint a talajból felvett és biológiailag beépült szennyezők formájában. A talaj-növény-állat tápláléklánc vizsgálata során ismernünk kell, hogy a talajba került elemek milyen mechanizmusok útján és milyen mennyiségben jutnak a növényi részekbe, onnan pedig az állatba (emberbe).

Olyan hosszú tartamú etetési kísérletek szükségesek, melyek az állat egész produktív élettartamára kiterjednek, a természetes módon szennyezett takarmány hatását, azaz a biológiailag beépült elemek

befolyását az egészségre, takarmány-értékesülésre, teljesítőképesség-re, állati termék minőségére egyaránt figyelembe veszik. Ily módon a szennyezett táplálék potenciális veszélye az emberre is jobban megítélhető. A talaj/növény/állat tápláléklánc összekapcsolt együttes kísérletes vizsgálata azonban számos nehézségbe ütközik:

1. A szennyező mikroelemekkel és toxikus nehézfémekkel végzett vizsgálatok zöme tápoldatos és tenyészedény kísérleteket takar, melyek nem adnak elégséges növényi anyagot a takarmányozási kísérletek számára.
2. A szabadföldi kisparcellás tartamkísérletek rendkívül költségesek. Ez igaz a hosszú tartamú állatetetés vizsgálatokra is, melyeket sokirányú kórbonctani, kóréletteni, anyagforgalmi stb. kutatásokkal kell kiegészíteni.
3. A szennyezők egy része szabadföldön kevésbé akkumulálódik a takarmányul szolgáló növényben vagy növényi részben, így érdemi terhelési vagy anyagforgalmi vizsgálat sem végezhető. Ez a szituáció fennállt az Al, ill. részben a Cd elemeknél meszes talajunkon, mely indokolta az AlCl_3 és CdSO_4 sókkal végzett állatetelési/terhelési kísérleteinket.
4. A hagyományos struktúrában elkülönül a talaj-növény, valamint a növény-állat rendszer kutatása. Külön dolgozik a növénytáplálási, valamint a takarmányozási szakember, intézmény.
5. Az említett kutatási programok több kutatóhely, számos tudomány-szak harmonikus és tartós együttműködését feltételezik. Biztosítani kell a csoportmunka anyagi, személyi feltételeit, hosszú távú pénzügyi stabilitását, szakmai vonzerejét, egyének kutatói szabadságát és szakmai érvényesülését stb. Főképpen azonban a kísérleti és laboratóriumi háttérrel.

A szennyező mikroelemek egy része kevésbé mobilis a talaj/növény vagy a növény/állat rendszerben, esetleg mindkettőben. A talajból néhány vagy néhány tized % kerülhet be a növénybe. A növénybe épült szennyezőkből a takarmány emésztésekor néhány százaléknyi jelenik meg az állati testben, szövetekben. Az egyébként is nyomokban jelen lévő elem kimutatása nem könnyű, csak az újabb analitikai technika és nagytisztaságú vegyszerek tették lehetővé figyelemmel kísérésüket a tápláléklánc egészében. Egy ilyen nagyszabású kísérletet ismertetett Hinesly munkatársaival a Illinois Egyetemen (Hinesly et al. 1985). E könyv írójának alkalmá volt 1985-ben fél évet eltöltenie az Egyetemen és a

szerzővel is konzultálnia. Célszerűnek látszik e kísérletek tanulságait összefoglalni.

A kísérletet White Leghorn csirkékkel végezték. A 3 Cd terhelési szintet a 0.1, 0.6 és az 1.0 ppm Cd tartalmú takarmány jelentette, melyet a szennyvíziszappal kezelt (200 t/ha sz.a.) talajon nőtt kukorica és szója szemterméséből nyertek. A kezeléseket 4 ismétlésben állították be 12 állatcsoporttal, csoportonként 25, azaz összesen 300 naposcsibével. A takarmányhoz a szokásos módon és formában adtak vitaminokat és ásványi sókat, kiegészítőket. A 3 Cd-terhelési szintet az indító, nevelő és tojótáp egyaránt tartalmazta. A vizet és a takarmányt az állatok ad libitum fogyasztották. Random mintavételre került sor 8, 20, 50, 72 és 80 hét után, a 8. és 50. héten ismétlésenként (csoportonként) 4-4 állatot véreztettek el és boncoltak fel kémiai elemzésre, ill. patológiai vizsgálatokra.

A Cd terhelés nem befolyásolta az állatok étvágyát, fejlődését, súlygyarapodását, tojástermelését, a tojások súlyát, a héj minőségét. A tojás fehérje és sárgája Cd tartalma 0.06 ppm kimutathatósági határ alatt maradt. A méshéj 0.1 ppm körüli Cd koncentrációja a korral nőtt és 0.3 ppm fölé emelkedett az 54. héten, de nem függött össze a kezeléssel. Az agyvelő, izom és toll Cd készlete sem függött a kezeléstől, statisztikailag szintén nem volt bizonyítható a szív és tüdő Cd tartalmának emelkedése. A Cd terhelés tükröződött viszont a patkóbél, hasnyálmirigy, lép és zúzógyomor összetételében, maximumát érve el a vese és máj szöveteiben. A máj 1-2 ppm koncentrációja a 80. héten 6-8, a vese 2-4 ppm Cd koncentrációja a 80. héten 60-70 ppm értékre emelkedett a korral és a nagyobb terheléssel. Az Pb tartalom a szervekben 0.6 ppm alatt volt, de a tollban 4-13 ppm között ingadozott.

Az idézett szerzők szerint a biológiailag beépült Cd éppúgy felvehető az állat számra, mint a Cd-sók. A csirkék 1-2 %-át tartották vissza a takarmánnyal felvett mennyiségnek, melynek 60 %-át a vesében mutatták ki. A Cd sókkal végzett etetési kísérletek eredményei akkor fogadhatók el, amikor a Cd koncentráció a takarmányban nem haladja meg a természetes szintet, melyet a még egészséges növényben találunk. Továbbá a táp esszenciális elemekkel megfelelően ellátott legyen, mert szükséges az elemek egyensúlyát is biztosítani a takarmányban, ill. a felszívódás során. Az 1 ppm alatti Cd terhelést nem tekintik károsnak a baromfira, hiszen az állatok egészsége nem károsodott és teljesítményük sem csökkent.

Feltehetően az emberre sem jelent potenciális veszélyt az ilyen szennyezett talajon termelt takarmány, hiszen az állati termékek (a tojás és a legtöbb szerv) nem mutattak akkumulációt. Jelentősebb mennyiség a vesében dúsult, részben még a májban. E belsőségek rendszeres és tartós fogyasztása valóban növelheti az emberi szervezet terhelését. Talán

célszerű lenne Cd-mentes diétára fogni az állatokat az értékesítés előtti hetekben és a vesét hulladékként kezelni. A szerzők még megjegyzik, hogy a természetes körülmények között tartott halakban, sertések májában sem kevesebb a Cd.

Saját vizsgálataink során a már bemutatott 1992. évi sárgarépa kísérlet gyökértermését hasznosítottuk takarmányként. A 13 vizsgált elemből a kontroll, Cd, Pb, Hg, Se és Mo kezelést választottuk ki. Az állatonként adot 50 g nyúltáp mellé szennyezetlen, Cd = 2.3 ppm, Pb = 4.0 ppm, Hg = 30 ppm, Se = 36 ppm, Mo = 39 ppm szennyezett ségű répagyökeret ad libitum etettük. A 6 kezeléscsoport 5-5, azaz összesen 30 új-zélandi fehér vegyes ivarú nyúl beállítását jelentette egyenként átlagosan 2.3 kg-os élőszúllyal. Az etetési kísérlet 20 napig tartott, különösen a Se kezelések alacsony termése nem tette lehetővé a hosszabb idejű vizsgálatot.

Az etetés ideje alatt mértük az alap nyúltáp és a sárgarépa hasznosulását. A kísérlet végén meghatároztuk a fontosabb vérszérum jellemzőket. Boncolást követően megállapítottuk az egyes szervek tömegét és egyedenként mintát vettünk kémiai elemzésre. Elvégeztük a szokásos kórbonctani és kórszövettani vizsgálatokat is. Az anyagforgalmi vizsgálatok nagyszámú analízist tettek szükségessé. Külön elemeztük az összesen 30 állat szerveit (30 x 10 szerv = 300 minta), a bélsárt + vizeletet (30 - 30) minta, valamint az etetett takarmányt (6 minta). A 366 mintában 23-23 elemet vizsgáltunk és 8418 adatot mértünk. Emlékeztetőül: a sárgarépa fajta a Vörös Óriás volt. Az elemzések adatait szárazanyagra közöljük a vizelet kivételével. A vizelet összetétele friss súlyra van megadva.

Az állatok élőszúlya a kísérleti periódus végén gyakorlatilag nem különbözött az egyes csoportokban. A Cd-mal szennyezett répát fogyasztó nyulaknál azonban szignifikánsan csökkent a máj és szív relatív tömege. A kórszövettani vizsgálatok szerint a Cd, Pb, Hg és Mo szennyezés kimutathatóan károsította az ivarszervek (here vagy petefészek) funkcionális szöveteit. Részben változtak a vérszérum biokémiai jellemzői is az egyes elemek hatására. Minden kezelésben csökkent ugyanakkor, a szennyezetlen kontrollhoz viszonyítva, a kolinszteráz enzim aktivitása. Megemlítjük, hogy a sárgarépa emészthetősége jelentősen meghaladta a nyúltápét. Ami a répákat illeti, a szennyezett répák hasznosulási együtthatója általában a kontrollhoz viszonyítva valamelyest romlott.*

A takarmány, nyúlszervek, bélsár és a vizelet Cd, Pb, Hg, Mo, Se szennyezett ségéről a 192. táblázat nyújt információt a kezelések függvényében. A közölt adatokból megállapítható, hogy:

1. a Cd az állati szervekbe alig épült be, elsősorban a vese, kisebb mértékben a máj és a tüdő akkumulálta néhány vagy néhány tized ppm mennyiségben. A tüdő légúti szennyeződése nem kizárt. A felesleg a bélsárral ürült.

.....
 * Az említett sokirányú vizsgálatokban részt vett dr. Glávits Róbert, dr. Hullár István és dr. Szilágyi Mihály

2. az Pb hasonló nagyságrendben fordult elő a takarmányban és a szervek többségében szintén nem volt kimutatható. Dúsulása főként a vesében, kisebb mértékben a májban, csontban követhető nyomon. Döntően a bélsárral távozik.

3. a Hg akkumulációs szerve a vese, ahol 50 ppm koncentrációt ért el. A máj 3.5 ppm tartalmat mutatott. Egyéb szervekben a Hg nem volt kimutatható. A maradék a bélsárral ürült. Úgy tűnik, hogy a szervezet méregtelenítése és Hg kiválasztása a vesék feladata és funkciója. A Hg nyomokban a vizeletben is megjelenik (0.02 ppm).

192. táblázat

Kezelés hatása a takarmány, nyúlszervek, bélsár és vizelet összetételére.

Sárgarépa etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék; Analízis: MTA TAKI, 1992. (mg/kg szárazsúlyban*)

Vizsgált jellemzők	Cd		Pb		Hg		Mo		Se	
	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt
Takarm.	0.1	2.3	1.6	4.0	0.0	30.0	0.5	39.0	1.0	36.2
Szív	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.1	1.2	0.6	19.4
Tüdő	0.0	0.0	0.6	0.5	0.0	0.0	0.0	1.2	0.7	14.7
Máj,epe	0.1	0.7	1.7	1.8	0.0	3.5	1.3	1.9	1.7	65.0
Vese	1.1	2.6	0.0	4.7	0.0	50.5	0.8	3.5	4.1	38.6
Lép	0.0	0.0	0.8	0.2	0.0	0.1	0.0	1.1	2.0	15.4
Here,petef.	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	0.7	1.0	22.4
Izom	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	0.4	1.3	13.5
Csont	0.0	0.0	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0	3.2
Szőr	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	1.4	2.7
Zsír szövet	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.6
Bélsár	0.5	9.1	3.0	9.4	0.0	32.1	0.4	25.3	0.0	11.7
Vizelet*	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.4	6.6	0.1	3.2

SzD _{5%}	0.4		1.4		11.0		1.5		4.0	
Átlag	0.1	1.0	0.6	1.5	0.0	7.2	0.3	3.6	1.1	17.5

* Vizelet összetétele friss súlyra megadva

4. A Mo esszenciális elem, mely 0.5 ppm mennyiséget képviselt a szennyezetlen takarmányban, 1 ppm körüli készletet mutatott a máj és a vese, valamint 1-2 tized ppm koncentrációt a nemi szervek és a szív. A bélsár és a vizelet egyaránt 0.4 ppm tartalmúnak adódott. A Mo-dús répa fogyasztása nyomán minden szervben mérhetővé vált a Mo mennyisége. A be nem épült Mo a vizeletben és a bélsár-ban egyaránt megjelenik. A Mo mobilisnak mutatkozott a meszes talajban, felhalmozódott a növényekben és könnyen bejutott az állati szervekbe. Mozgékonyására utal, hogy a vizeletben is megjelenik. Mivel élettanilag fontos elem, akadálytalanul bejuthat a tápláléklánc-ba és ott akkumulálódhat az állati (emberi) szervezetben.
5. A Se általában kimutatható mennyiségben volt jelen a kontroll állatok szerveiben a csont- és zsírszövettől eltekintve. Maximumát a vesében érte el 4.1 ppm értékkel. A szennyezetlen takarmányban általában 1 ppm körüli mennyiségben fordult elő. A szennyezett takarmány etetésével minden szerv nagyságrendi dúsulásokat jelzett. Maximális koncentrációt a máj mutatott 65, ill. a vese 39 ppm értékkel, míg a minimális készletet a csont, szőr és a zsírszövet jelezte a 0.6 - 3.2 ppm tartományban. Mint esszenciális elem a Mo-hez hasonlóan erősen feldúsult a növényi és állati szervekben. A meszes termőhelyen mobilis marad a talajban és könnyen bejut a táplálékláncba. Mobilitására utal, hogy a felesleg nemcsak a bélsárban, hanem a vizeletben is megjelenik.

A nyúlszervek, bélsár, vizelet és a takarmány átlagos összetételét a 193. és 194. táblázat ismerteti. Ásványi elemekben leggazdagabb a csont, a másik szélsőséget pedig a zsírszövet képviseli. A lágy szervek-ben a K, P, S, Na dúsul fel %-os vagy tized %-os mennyiségben, hasonlóan a csirkénél megfigyeltekhez. A Mg, Ca és részben a Fe néhány száz, a Zn 53-116, a Cu 4-15 ppm tartományban marad. Ez alól kivételt képez az izom, melyben a Fe mindössze 9, a Zn 30, a Cu 1.4 ppm értéket ért el, míg a Mg 0.1 % fölé emelkedett. Maximális mikroelem készlettel a máj (Zn, Cu, Mn, Al, Mo, Pb), vese (Mn, Se, Sr, Co, Cd) és a lép (Fe, Ba, Ni, B) rendelkezett. Az As, Co, Cr, Hg, Ni a legtöbb szervben 0.1 ppm vagy méréshatár alatt maradt.

A csont összetétele a csirkecsontnál elmondottakat követi, fő csontalkotó elemek a Ca, P, Mg. A mikroelemek közül a Sr és Ba emelkedik ki. A szőr kénvegyületekben gazdag. A bélsárban zömmel a be nem épült mikroelemek akkumulálódtak, erre utal a takarmányhoz viszonyított dúsulásuk. Ez alól a Mo és B képez kivételt, melyek oldható formában maradtak és döntően a vizelettel távoztak. A vizeletben dúsult még a makroelemek közül a K és a Na, de nem elhanyagolható mennyiségű kétfegyértékű kation, a Ca és Mg is a vizeletben mutatható ki.

193. táblázat

A nyúlszervek átlagos összetétele szárazanyagra számítva
Sárgarépa etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1992. (30 ismételtes átlagai)

Elem		Szív	Tüdő	Máj	Vese	Lép	Here
K	%	0.86	0.83	0.83	0.90	1.05	1.31
P	%	0.75	0.86	1.15	1.13	1.17	1.05
S	%	0.71	0.56	0.65	0.65	0.61	0.52
Na	%	0.42	0.47	0.25	0.61	0.21	0.39
Mg	ppm	686	488	703	693	723	619
Ca	ppm	324	454	253	412	346	402
Fe	ppm	247	317	406	252	795	57
Zn	ppm	62	53	116	87	62	65
Cu	ppm	13.8	5.5	14.9	12.2	4.2	5.6
Se	ppm	1.4	1.1	1.7	4.1	0.8	1.5
Mn	ppm	0.86	0.34	6.58	6.50	0.98	1.53
Sr	ppm	0.39	0.45	0.25	0.60	0.40	0.48
Al	ppm	0.68	0.94	9.58	0.65	0.97	1.04
Ba	ppm	0.05	0.03	0.00	0.05	0.53	0.24
Ni	ppm	0.03	0.02	0.04	0.02	0.13	0.03
Mo	ppm	0.06	0.03	1.26	0.75	0.00	0.24
Co	ppm	0.00	0.00	0.00	0.06	0.00	0.00
Cd	ppm	0.00	0.01	0.12	1.12	0.01	0.00
B	ppm	0.12	0.34	0.35	0.69	1.25	0.01
Pb	ppm	0.09	0.48	1.04	0.97	0.46	0.11

Az As, Cr, Hg nem volt kimutatható

194. táblázat

A nyúlszervek, bélsár, vizelet és a takarmány összetétele szárazanyagra számítva

**Sárgarépa etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék
Analízis: MTA TAKI, 1992.**

Elem		Izom	Csont	Ször	Zsírszöv.	Bélsár	Vizelet*	Takarmány
K	%	1.29	0.31	0.10	0.02	0.52	0.69	1.10
P	%	0.93	10.05	0.06	0.01	1.20	0.01	0.34
S	%	0.74	0.16	1.94	0.02	0.27	0.02	0.16
Na	%	0.13	0.41	0.06	0.02	0.12	0.10	0.61
Mg	ppm	1176	3552	143	4	5896	541	1936
Ca	ppm	209	156152	231	64	12146	829	3536
Fe	ppm	9	60	22	5	627	1	34
Zn	ppm	30	132	154	1	327	6	27
Cu	ppm	1.37	0.47	6.64	0.34	49.88	0.07	8.47
Se	ppm	0.60	0.95	0.82	0.00	0.00	0.02	1.00
Mn	ppm	0.03	0.33	0.11	0.02	229	0.05	24
Sr	ppm	0.27	97.26	0.53	0.20	76	1.41	18
Al	ppm	0.57	0.00	0.90	0.69	378	0.47	36
Ba	ppm	0.03	16.70	0.23	0.07	65	0.18	14
Ni	ppm	0.06	0.01	0.02	0.13	5.94	0.03	1.09
Mo	ppm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.42	0.12	0.53
Co	ppm	0.00	0.00	0.00	0.00	1.88	0.02	0.08
Cd	ppm	0.00	0.00	0.00	0.00	0.46	0.00	0.14
B	ppm	0.06	0.39	0.14	0.00	6.62	6.66	15.53
Pb	ppm	0.02	0.18	0.16	0.08	5.40	0.03	1.03

Az As, Cr, Hg nem volt kimutatható

*** A vizelet friss súlyra megadva**

18.6. Burgonyaetetési kísérlet nyulakkal 1993-ban

A szabadföldi mikroelem terhelési kísérletünkben (mészlepedékes csernozjom, Nagyhörcsök) burgonya termett 1993-ban. A 13 vizsgált elemből ez évben a kontroll, Cd, Pb, Hg, Se kezelést választottuk és a nyúletetési kísérletet megismételtük. Az állatonként adott 50-50 g nyúltáp mellé szennyezetlen, Cd = 2.12, Pb = 4.10, Hg = 3.44, Se = 62 ppm szennyezettségű burgonyagumót ad libitum etettünk. Az 5 kezeléscsoport egyenként 4-4 állatot foglalt magában, melyeket a kísérleti etetés végén elvéreztettünk és a szerveket egyenként analizáltuk. Az elemzések adatait szárazanyagra számítva közöljük a vizelet kivételével. A vizelet összetételét friss súlyra adjuk meg. A kórbonctani, kórszövettani és anyagforgalmi vizsgálatok még folyamatban vannak, ezúton az ICP analízis eredményeinek bemutatására szorítkozunk.

A 195. táblázat adatai szerint a Cd kevésbé épült be az állati szervekbe, elsősorban a vese és kisebb mértékben a máj akkumulálta néhány vagy néhány tized ppm mennyiségben. Az Pb hasonló nagyságrendben fordult elő a takarmányban és a szervek többségében, dúsulása csak tendencia jelleggel érvényesült, ill. statisztikailag nem volt igazolható. A Hg akkumulációs szerve a vese, ahol közel 9 ppm értéket ért el. Egyéb szervekben nem volt kimutatható. A sárgarépa gyökeréhez képest a burgonyagumó kevés Hg-t vett fel, viszont a Se tartalma a szennyezetlen talajon is jelentős, 4 ppm átlagos mennyiséget mutatott. Mindez tükröződött a szervek mérhető Se készletén. A Se-nel szennyezett gumók etetésével az egyes szervek Se koncentrációja néhányszorosára emelkedett és a Se a vizeletben is kimutathatóvá vált. Maximális felhalmozást a máj és a vese jelzett.

Amint a 196. és 197. táblázatban megfigyelhető, a nyúlszervek átlagos összetétele jó egyezést mutat az 1992. évi sárgarépa etetési kísérlet eredményeivel. Az eltérések a következők voltak:

1. Az As, Cr, Hg mellett az Pb sem volt kimutatható 1993-ban, mert az Pb a takarmányban 1 ppm alatt maradt a burgonyában.
2. A sárgarépát fogyasztó nyulakhoz képest rendre magasabb a szervek Na tartalma, mely az egyébként hígabb, tápanyagban szegényebb 1993. évi vizeletben is tükröződik.
3. A mikroelemek közül többszörösére nőtt a szervek Se koncentrációja 1993-ban, mely a gumó magasabb Se készletével függ össze. Egyes szervekben némileg magasabb átlagos Sr, Ba, Ni, Co tartalmakat

mértünk. A vizelet mellett általában a csont is táp-elemekben szegényebbnek mutatkozott 1993-ban.

195. táblázat

Kezelések hatása a nyúl-szervek összetételére, mg/kg szárazsúly
Burgonya etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1993.

Nyúl- szervek	Cd		Pb		Hg		Se	
	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt	Ø	Kezelt
Szív	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	7	22
Tüdő	0.02	0.02	0.00	0.17	0.00	0.00	7	17
Máj	0.13	0.46	0.00	0.05	0.00	0.00	10	79
Vese	0.95	2.85	0.16	0.61	0.00	8.71	11	32
Lép	0.00	0.04	0.00	0.76	0.00	0.00	4	12
Here	0.08	0.20	0.01	0.32	0.00	0.00	7	17
Izom	0.02	0.03	0.00	0.28	0.00	0.00	4	12
Csont	0.06	0.13	0.00	0.36	0.00	0.00	2	4
Ször	0.16	0.07	0.60	0.00	0.00	0.00	5	7
Zsírszöv.	0.04	0.03	0.00	0.36	0.00	0.00	1	1
Vizelet	0.00	0.00	0.02	0.04	0.00	0.00	0	1
SzD _{5%}	0.3		2.0		0.7		5	
Átlag	0.13	0.35	0.07	0.25	0.00	0.79	5	19
Takarmány	0.00	2.12	0.60	4.10	0.00	3.44	4	62

Az 1993-ban burgonyával végzett nyúletetési kísérletek összességében megerősítették az előző évben kapott eredményeinket nemcsak az elemek beépülését tekintve az egyes szervekbe, hanem a szennyezett takarmány kórbonctani és kórszövettani hatását illetően is.

196. táblázat

**A nyúlszervek és a vizelet átlagos összetétele % és mg/kg
szárazanyagban.
Burgonya etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1993.**

Elem		Szív	Tüdő	Máj	Vese	Lép	Here
K	%	1.04	0.94	0.96	1.17	1.39	1.64
P	%	0.75	0.76	1.16	1.20	1.42	1.17
S	%	0.61	0.46	0.58	0.60	0.61	0.51
Na	%	0.53	0.52	0.29	0.78	0.32	0.53
Mg	ppm	550	350	534	598	764	653
Ca	ppm	258	411	278	367	904	484
Fe	ppm	293	303	568	223	1468	76
Zn	ppm	54	43	113	76	69	63
Cu	ppm	11.9	5.2	17.0	11.2	5.5	4.9
Se	ppm	6.8	7.1	10.8	11.8	4.9	4.5
Mn	ppm	0.80	0.47	7.83	5.42	0.93	1.46
Sr	ppm	0.43	0.61	0.68	0.54	3.15	1.11
Al	ppm	0.09	0.41	0.02	0.09	0.72	0.83
Ba	ppm	0.02	0.28	0.30	0.14	1.08	0.33
Ni	ppm	0.50	0.03	0.15	0.09	0.01	0.00
Mo	ppm	0.09	0.01	1.73	1.11	0.16	0.03
Co	ppm	0.15	0.03	0.27	0.58	0.00	0.04
Cd	ppm	0.02	0.03	0.18	1.06	0.00	0.05
B	ppm	0.00	0.01	0.00	0.68	0.01	0.18

Az As, Cr, Hg, Pb nem volt kimutatható

197. táblázat

**A nyúlszervek és a vizelet átlagos összetétele mg/kg szárazanyagban
Burgonya etetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1993.**

Elem		Combizom	Combcson	Ször	Zsírszövet	Vizelet
K	ppm	14936	2234	774	123	2820
P	ppm	9896	94692	364	211	24
S	ppm	6339	1767	27724	246	286
Na	ppm	1980	4983	352	192	196
Mg	ppm	871	2579	78	34	267
Ca	ppm	231	130955	359	216	967
Fe	ppm	14	69	24	8	1
Zn	ppm	35	120	221	2	3
Cu	ppm	1.6	0.6	9.0	0.6	0.0
Se	ppm	5.4	1.9	4.8	1.3	0.0
Mn	ppm	0.02	0.52	0.81	0.00	0.02
Sr	ppm	0.72	74.97	0.56	0.98	1.18
Al	ppm	3.32	0.00	3.90	0.64	0.22
Ba	ppm	0.21	7.32	0.00	0.16	0.07
Ni	ppm	0.03	0.01	0.17	0.06	0.03
Mo	ppm	.00	.00	.02	.00	.08
Co	ppm	.00	.00	.12	.00	.00
Cd	ppm	.02	.08	.11	.03	.00
B	ppm	.07	.47	.13	.00	2.27

Az As, Cr, Hg, Pb nem volt kimutatható

18.7. Hosszú tartamú Cd-terhelési kísérlet kakasokkal 1994-ben

A kísérletet 26 szexált húshibrid kakassal végeztük. A ROSS fajtájú napos csibékkel az első 2 héten baromfi indítótápot etettünk. A kísérleti etetés a 2. héttől a 41. hétig tartott. A kezelés Cd = 0, Cd = 25, Cd = 75 mg/kg takarmánynak megfelelő CdSO₄ bekeverését jelentette. A 2. héttől a 17. hétig hetente, majd ezt követően a 40. hétig havonta mértük a kakasok egyedi súlyát és takarmány-fogyasztását. Figyelemmel kísértük az állatok fejlődését, az esetleges anyagforgalmi zavarokra utaló tüneteket stb. Az etetés végén 3 x 3 = 9 kakason kórbonctani, ill. kórszövettani vizsgálatot végzett dr. Glávits Róbert patológus.

Az adatokból megállapítható volt, hogy a 25 mg/kg dózis nem okozott súlycsökkenést a kontrollhoz képest, sőt a 13-24. hetekben a súlynövekedés trendje jelentkezett. A 75 mg/kg terheléssel a testtömeg-gyarapodás jelentősen lelassult és a fajlagos takarmányfogyasztás is romlott. A kórbonctani vizsgálatok nem utaltak olyan kórokra, melyek a kezeléssel függtek össze. Az általános klinikai állapot sem mutatott különbségeket. Ugyanakkor a közel egy éves Cd terhelés nyomán dózisfüggően nőtt a máj és a szív, valamint csökkent a herék relatív tömege. A májban gócos patológiás zsíros infiltráció, az éhbél nyálkahártyájában pedig histiocytás beszűrődés alakult ki. A vesében is nagyobb számban fordult elő histiocytás beszűrődés, helyenként gócos fibrosissal párosulva. Egy esetben hasi daganatot lehetett azonosítani.

Kezelés hatását a 41 hetes kakas szerveinek Cd tartalmára a 198. táblázatban tanulmányozhatjuk. Adatainkat érdemes összevetni az 1991-ben végzett Cd terhelési vizsgálat eredményeivel, ahol az etetés és a mintavétel a 19. ill. 68. napon történt (azaz életkor szerint a 89. napon, tehát a 13. héten). Mindkét kísérlet ugyanazon állatfajjal lett beállítva és ugyanazon 75 mg/kg terhelést is tartal-mazta CdSO₄ formájában a táphoz keverve. Eltérés a terhelés időtar-tamában állt fenn, ill. a kakasok korában. Főbb megállapításainkat az alábbiakban foglaljuk össze:

1. A korral nagyságrendekkel nőhet a Cd felhalmozás. A kontroll vese kereken 17, a máj 6 ppm koncentrációt jelzett, míg 1992-ben a fiatal kakasok szerveiben a Cd egyáltalán nem volt kimutatható.
2. Már a tartós, 25 mg/kg terhelésnél is 1-2 ppm tartományba emel-kedik a szív, izom és combcsont Cd tartalma; 5-8 ppm érték közé kerül a here, lép és tüdő Cd készlete; a vese pedig extrém 660, ill. a máj 223 ppm koncentrációt mutat. A további, 75 ppm terhelés nyomán megduplázódik (szív, izom, csont) vagy közel meghárom-szorozódik a szervek (agyvelő, máj, here, lép, tüdő) szennyezettsége és a vesében 700 ppm fölé emelkedik a Cd koncentrációja.

198. táblázat

Kezelés hatása a 41 hetes kakas szerveinek Cd-tartalmára,
mg/kg.szárazanyagra számítva
Etetési tartamkísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék
Analízis: MTA TAKI, 1994.

Vizsgált szervek	Kezelés Cd mg/kg tartományban			SzD _{5%}	Átlag
	0	25	75		
Vese	16.7	660	724	107	610
Máj	5.8	223	579		317

Here	0.82	7.86	25.4		12.9
Lép	0.03	8.50	20.1	4.90	11.4
Tüdő	0.10	4.77	13.5		7.2
Szív	0.06	2.11	4.98		2.84
Combizom	0.11	2.56	4.56	2.20	2.95
Combcsont	0.04	1.12	2.42		1.43
Agyvelő	0.41	0.50	1.64		0.86
Átlag	2.68	101	153	36	107

A 41 hetes kakasszervek átlagos elemösszetételét a 199. és 200. táblázatban mutatjuk be. Az 1992. évi fiatal kakasszervekkel összehasonlítva a következő megállapítások tehetők:

1. A makroelemek mennyisége közelálló a lágy szervekben, kisebb ingadozásoktól eltekintve. Az 1994. évi idősebb csontok elmeszesedettebbek, nőtt a Ca és a P mennyisége. Csökkent ezzel együtt más csontalkotók koncentrációja mint a Mg, Cu, Sr, Ba, míg a S tartalom jelentősen megemelkedett.
2. A mikroelemeknél általános jelenség a Fe dúsulása az öregebb lágy szervekben, mely a májban pl. megháromszorozódik. Hasonlóképpen nőtt és általában kimutathatóvá vált az Pb szennyezettség, valamint nagyságrendi vagy több nagyságrendbeli a Se és Cd akkumuláció is 1994-ben.
3. Meg kell említeni még a genetikailag védettebb agyvelő összetételének módosulását. Az öregedő agyvelőben csökkent a főbb makroelemek mennyisége, mintegy háromszorosára nőtt viszont a Ca és Sr, valamint egy nagyságrenddel az Al koncentrációja. Egyes irodalmi utalások szerint ez a mechanizmus összefügg az emberben megfigyelt gyakori Alzheimer-kórral (Al akkumuláció), ill. agykori agyérel-meszesedéssel (Ca, Sr akkumuláció). Bár az Alzheimer-kór kiváltó oka fertőző ágens és az Al-lerakódás másodlagos degeneratív jelenség.

199. táblázat

A 41 hetes kakas szerveinek átlagos összetétele a szárazanyagban
 Állattetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
 Analízis: MTA TAKI, 1994. (Cd tartamkísérlet)

Elem		Máj	Here	Lép	Combcsont	Agyvelő
P	%	1.08	1.60	1.36	6.88	1.10
K	%	0.98	1.96	1.51	0.25	1.21
Na	%	0.56	0.95	0.31	0.46	0.39
S	%	0.80	0.55	0.72	0.25	0.43
Ca	ppm	277	737	409	133222	1693
Mg	ppm	517	1006	613	2078	468
Fe	ppm	633	66	730	130	74
Zn	ppm	194	90	73	84	60
Cu	ppm	18.02	5.82	3.02	0.55	9.77
Mn	ppm	6.62	1.50	1.12	1.05	1.29
Al	ppm	1.02	2.53	4.25	3.07	8.44
Se	ppm	2.04	3.03	3.30	1.39	3.74
Sr	ppm	0.15	0.30	0.35	29.33	1.90
Mo	ppm	2.33	.00	.00	0.07	.00
Ni	ppm	0.01	.28	.05	0.12	.48
Co	ppm	0.10	.09	.08	0.07	.18
Ba	ppm	0.31	.05	.00	7.37	.13
B	ppm	0.00	.05	.00	0.00	.61
Cd	ppm	5.82	.82	.03	0.04	.41
Pb	ppm	0.18	.34	.30	0.72	.35

Az As, Cr, Hg 0.1 ppm alatt

200. táblázat

A 41 hetes kakas szerveinek átlagos összetétele szárazanyagban
 Állatetetési kísérlet: ÁTE Takarmányozástani Tanszék;
 Analízis: MTA TAKI, 1994. (Cd tartamkísérlet)

Elem		Vese	Tüdő	Szív	Combizom	SzD5%	Átlag
P	%	1.18	0.80	0.74	0.76	0.30	1.72
K	%	1.16	1.04	1.08	1.22	0.17	1.16
Na	%	0.70	0.68	0.58	0.36	0.11	0.55
S	%	0.69	0.61	0.79	0.74	0.08	0.62
Ca	ppm	628	419	191	229	436	15312
Mg	ppm	646	340	598	663	115	770
Fe	ppm	326	807	207	46	91	335

Zn ppm	107	41	105	58		
Cu ppm	28.40	1.85	11.36	2.46	3.80	9.03
Mn ppm	6.55	0.69	0.98	0.69	0.61	2.28
Al ppm	1.10	1.75	1.63	3.14	2.79	3.08
Se ppm	4.30	0.82	1.95	3.39	1.45	2.66
Sr ppm	0.58	0.25	0.08	0.58	1.51	3.72
Mo ppm	2.37	.00	.00	.00	0.17	0.53
Ni ppm	0.00	.04	.22	.14	4.84	1.48
Co ppm	0.21	.08	.08	.13	0.11	0.12
Ba ppm	0.00	.00	.00	.00	0.50	0.91
B ppm	0.00	.00	.02	.02	4.08	1.63
Cd ppm	16.70	.10	.06	.11	5.40	2.68
Pb ppm	0.34	.15	.05	.26	0.87	0.30

4. Az emberre nézve leginkább aggasztó azonban a Cd felhalmozódása a korral és a szennyezettséggel. E tekintetben a terhelés csökkenthető fiatal állatok értékesítésével és fogyasztásával, valamint elke-rülendő a máj, de különösen a vese rendszeres fogyasztása. További kutatásokat igényel a Cd terhelés csökkentése antagonistá elemek (védőelemek) szabályozásával.

Már a 60-as években több adat utalt arra, hogy a Cd felvétele az antagonistá Ca, Zn (esetleg Fe, Mg, Cu) segítségével csökkenthető mind a talaj-növény, mind a növény-állat rendszerben. A 70-es években újabb adatok láttak napvilágot, melyek szerint az állati vagy emberi táplálék fehérje, C és D vitamin, Ca, Fe, Mn, Zn és Se tartalma befolyásolja a Cd felszívódását. Bár kísérleteink nem e kölcsönhatások vizsgálatát célozták, a nagyszámú elemzés eredményeképpen néhány változás nyomon követésére módunk nyílt. Arra pl., hogyan befolyásolja a Cd vagy Al terhelés egyéb elemek beépülését az állat szervezetébe. Az 1994. évi Cd terhelési tartamkísérletünk ilyen irányú igazolható vagy valószínűsíthető trend jellegű változásait a 201. táblázatban foglaltuk össze.

1. A 201. táblázat adataiból látható, hogy a csont Ca és P tartalma nem változott egyértelműen. Ezt az összefüggést (mármint a Ca és P tartalom csökkenése, mely csontlágulást eredményezhet) az 1991. évi Cd etetési kísérletben sem tudtuk meggyőzően bizo-nyítani. Egybehangzóan csökkent viszont mindkét évben a csont Zn és Ba koncentrációja.

2. Dózisfüggően mérséklődött a lép P, S, Fe és Se tartalma. Az 1991. évi analízis ezeket a változásokat nem erősíti meg, akkor a Cu és Sr koncentráció emelkedése volt szembetűnő.
3. Hasonlóképpen nem jelentkezett 1991-ben az agyvelő növekvő Ca, ill. csökkenő S készletére utaló trend. Megnyilvánult viszont a B akkumuláció.
4. A májban dózisfüggően látványosan süllyedt a Fe, Mn, Co, valamint emelkedett a Ba tartalom. A Fe és Mn felvétel gátlását az 1991. évi eredmények megerősítik.
5. A vesében mérséklődött a Mn és látványosan csökkent a Fe felvétele, míg a Cu készlete megötszöröződött. A Fe és a Cu felvételben megnyilvánult antagonizmus és szinergizmus hasonló módon és közel hasonló mértékben 1991-ben is jelentkezett.
6. Az 1991. évi eredményektől eltérően még csökkenő trendet találtak a Zn (izom), a Co (tüdő, izom), valamint emelkedő trendet a Se (tüdő) esetében.

201. táblázat

Tartós, 41 hetes Cd terhelés hatása a kakasszervek összetételére
Etetési kísérlet: ÁTA Takarmányozástani Tanszék;
Analízis: MTA TAKI, 1994.

Elem jele	Vizsgált szerv	Kezelés Cd mg/kg takarmány			Változás iránya ±
		0	25	75	
P %	Combcsont	8.56	6.33	7.22	?
	Lép	1.44	1.42	1.24	-
Ca %	Combcsont	16.7	12.1	14.2	?
	Agyvelő	0.06	0.13	0.27	+
S %	Lép	0.79	0.74	0.66	-
	Agyvelő	0.45	0.46	0.36	-
Fe ppm	Máj	1414	680	293	-
	Lép	1029	808	499	-
	Vese	514	385	164	-
Zn ppm	Combcsont	128	84	69	-

	Izom	62	66	42	-
Cu ppm	Vese	10	17	53	+
Mn ppm	Máj	8.98	6.55	5.95	-
	Vese	7.08	6.66	6.17	-
Ba ppm	Máj	4.22	4.81	12.7	+
	Combcsont	2.64	0.03	0.0	-
Se ppm	Lép	2.60	3.57	1.43	-
	Tüdő	0.00	0.11	2.28	+
Co ppm	Máj	0.27	0.11	0.04	-
	Tüdő	0.24	0.06	0.07	-
	Izom	0.20	0.15	0.06	-

A mindkét évben összezsengő megfigyeléseink alapján megállapíthatjuk, hogy a Cd terhelés Zn és Ba (esetleg P és Ca) veszteséget eredményezhet a csontokban, a májban gátolhatja a Fe és Mn beépülését, míg a vesében a Fe felvételének gátlásán túl a Cu akkumulációját segítheti elő. Adataink nem utalnak arra, hogyan változhat a Cd beépülése az említett elemek kínálata függvényében. További célirányos vizsgálatok tárgya lehet eme kölcsönhatások kísérletes vizsgálata. Az elemek közötti kölcsönhatások megismerése, felvételük mechanizmusának feltárása minden bizonnyal hatalmas eszközt nyújthat a toxikus elemek elleni védekezésben. Vizsgálnunk kell majd az elemek kölcsönös függését a növényi és állati felvétel során, szabadföldi kispárcellás növénykísérletekben és állattetési kísérletekben egyaránt.

Az állattetési kísérletek tanulságai. Összefoglalás.

Az állati termékek minősége és mennyisége a genetikai adottságok (faj ill. a fajta), az állat kora és egészségi állapota, valamint a tartási viszonyok mellett döntően az etetett takarmány összetételétől függ. A megfelelő minőségű takarmány biztosítja a gazdaságos termelést és a jó minőségű,

egészséges termékeket. A környezet szennyezésével a takarmány is szennyeződhet a levegőből vagy a talajból egyaránt. A szennyező mikroelemek részben beépülnek az állati szervekbe, rontva a termék minőségét, az állat teljesítményét, súlyos esetben közvetlen állategészségügyi, közvetve élelmezés-egészségügyi károsodáshoz vezetnek.

Hazai viszonyaink között egyik leginkább veszélyes elemnek a Cd tekinthető. Ma még az élelmiszereink Cd szennyezettsége ritkán érheti el a kritikus szintet, de környezetünkben alattomosan felhalmozódik. Potenciális veszélyét növeli, hogy talajaink és növényeink egy része a savanyú körzetekben már ma is az európai mezőny élvonalában van felvehető készlete alapján. A légköri terhelés becsléseink szerint egy nagyságrenddel meghaladhatja a normális növényi felvételt. A korrál felhalmozódik az állati és emberi szervezetben, felezési ideje hosszú, a szervezet végérvényesen mérgeződik. Az eddigi tapasztalatok alapján az alábbi javaslatok fogalmazhatók meg a káros mikroelem dúsulások megakadályozása és a hazai lakosság védelme céljából:

1. A FAO összehasonlító vizsgálatok szerint savanyú talajainkon a felvehető Cd készlet jelentős és a növényi Cd akkumuláció aggodalomra ad okot. Célszerűnek látszik e talajok meszezése környezetvédelmi szempontból is.
2. Folyamatosan ellenőrizni szükséges a növényi és állati termékek minőségét káros mikroelemkészletük alapján. Helyes lenne eltanácsolni a lakosságot az idős állatok veséjének fogyasztásától, ill. csak el-lenőrzött termék fogyasztását engedélyezni és forgalmazni.
3. A mikroelemekkel dúsított és reklámozott "csodaszerek", erősítő tabletták, keverékek, cseppek tovább növelhetik a hazai lakosság káros

mikroelem túlsúlyát. Különösen igaz lehet ez olyan elemekre, mint a Mo és Se, melyek esszenciálisak és akadálytalanul felhalmozódnak a szervezetben. A normális és a túlsúlyos ellátottság közötti határ szűk, az ellenőrizetlen felhalmozás éppúgy mérgezést okozhat, mint a szennyező toxikus elemeldúsulások.

4. Ismert ugyanakkor, hogy a Se a glutation-peroxidáz enzim alkotója, mely az E és C vitaminnal és a karotinnal együtt antioxidánsok. Nélkülük a szervezet (sejtek) gyorsan elöregszik, megbetegszik, elrákosodik. Nagymérvű Se hiányt találtak szívinfarktus után, vírus-hordozóknál, rákos betegeknél és krónikus ízületi betegségben szenvedőknél. Összefüggést mutattak ki a talajok Se ellátottsága és a rák gyakorisága között. A Közép-Kínában ismert Keshan-betegség a Se hiányával függ össze és Se adagolásával gyógyítható. Az angina pectoris, ritmuszavarok, szívinfarktus és magas vérnyomás megelőzésében és kezelésében a Se ill. az antioxidáns terápia gyakorlattá válhat.
5. Eddigi adatok szerint a hazai talajok és növények Se ellátottsága közepes. Mivel a Se részt vesz a káros tényezők detoxikálásában (megkötésében is), hiánya előállhat a szervezetben másodlagosan. Célrányos kísérletekkel kell tisztázni a talaj/növény, ill. a növény/állat rendszerben, hogy olyan szennyezők, mint a Pb, Cd, Hg felvétele a Se-ellátás javításával mennyiben ellensúlyozható.

20. Felhasznált irodalom

- Adriano, C.D. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag. New York, Berlin.
- Akócsi, B., Balogh, S., Nagy, B. 1978. Mezőgazdaságunk fejlesztése az anyag- és energiafelhasználás hatékonyságának tükrében. Gazdálkodás. 22. 17-32.
- Alcamo, J.M. et al. 1987. Acidification in Europe: a simulation model for evaluating control strategies. Ambio. 16. 232-245.
- Amberger, A. 1983. Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität im Ackerbau und Grünland. Arbeiten der DLG. 177. 83-94. DLG-Verlag. Frankfurt/Main.
- Andersson, A. 1990. Heavy metal problems in Swedish food production and food. In: Proceedings from Seminar. Rapport. 51. 235-257. Stockholm.
- Anonym, 1980. Report and recommendations on organic farming. US Government Printing Office. USDA. Washington, D.C.
- Antal, J., Egerszegi, S., Penyigei, D. 1966. Növénytermesztés homo-kon. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Arnon, D.L., Stout, P.R. 1939. The essentiality of some elements in minute quantity for plants with special reference to copper. Plant Physiol. 14. 371-375.
- Ádám, L., Maros, S., Szilárd, J. 1959. A Mezőföld természeti földrajza. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Ángyán, J., Menyhért, Z. 1988. Integrált alkalmazkodó növénytermesztés. GATE-KSZE. Gödöllő-Szekszárd.
- Árkosi, I., Buna, B. 1990. A közlekedésből származó nehézfémek (ólom) talaj- és növényzennyező hatásának vizsgálata. In: Környezetgazdálkodási Kutatások. 3. 27-61.
- Bauer, F. 1976. Növénytermesztés és tápanyaggazdálkodás Duna-Tisza közti homoktalajon. Doktori Értekezés Tézisei. MTA TMB. Kecskemét.
- Bedrna, Z. 1990. Chránme sa pred dusicnami v zelenine. Klub Hnutia Strom Zivota ANTE. Bratislava.
- Benedek, P., Bulkai, L. 1979. Ivóvizünk minőségi problémái. Magyar Tudomány. 2. 90-95.

- Bergmann, W. 1988. Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. VEB Gustav Fischer Verlag. Jena
- Bertilsson, G. 1990. Agriculture, environment and fertilizers- Swedish development. In. Proceedings from Seminar. Rapport 51. 8-17. Stockholm.
- Biacs, P., Daood, H.G., Kádár, I. 1995. Effect of Mo, Se, Zn and Cr treatments on the yield, element concentration and carotenoid content of carrot. J. Agric. Food Chem. 43. 589-591.
- Bíró, Gy., Lindner, K. 1988. Tápanyagtáblázat. Medicina Kiadó. Bpest.
- Blaskó, L., Juhász, Cs. 1991. Drénezett területek trágyázása. In: Trágyázási Kutatások 1968-88. Akadémiai Kiadó.
- Blauer, S. 1992. Lékönyv. Hunga-Print Nyomda és Kiadó. Budapest.
- Blum, W.E.H. 1990. Soil pollution by heavy metals 6th European Ministerial Conference on the Environment. Council of Europe. Strasbourg.
- Bócsa, I. (Szerk: 1979). A lucerna termesztése. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Bokori, J., Fekete, S., Kádár, I., Vetési, F., Albert, M. 1993. Complex study of the physiological role of aluminium. II. Aluminium tolerance tests in broiler chicken. Acta Vet. Hung. 41. 235-264.
- Bokori, J., Fekete, S., Kádár, I., Albert, M., Koncz, J. 1994. Effect of Cd load on the Cd content of eggs. Proc. 6th Int. Symp. (Ed: I.Pais) New perspectives in the research of hardly known trace elements. 183-188.
- Bowen, H.J.M. 1979. Environmental chemistry of the elements. Academic Press. New York.
- Brown, L.R. et al. 1988. A világ helyzete 1987-88-ban. Adatok bolygónk jövőjéről. A washingtoni Worldwatch Institute jelentése. Árkadia. Budapest.
- Buchner, A., Sturm, H. 1985. Gezielter düngen: intensivwirtschaftlich-umweltbezogen. DLG Verlag. Frankfurt/Main. BLV Verlag. München.
- Carson, R. 1962. Silent Spring. Houghton Mifflin Co. New York.
- CAST. 1984. Energie use and production in Agriculture. CAST Report N.99. Ames. Iowa. USA.
- Cserháti, S., Kosutány, T. 1887. A trágyázás alapelvei. Országos Gazdasági Egyesület Könyvkiadó. Budapest.
- Cserháti, S. 1905. Általános növénytermelés. Második kiadás. Eggenberger féle könyvkereskedés. Budapest.
- Ceausescu, I., Ionescu, A. (Szerk: 1980). Mezőgazdasági termelés és környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Csaba, L., Kiss, O., Szinay, M., Vermes, L. 1978. Hígrágya hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Debreczeni, I. 1987. Néhány fontosabb szántóföldi növény termesztésével kapcsolatos energetikai mérés eredménye. Növénytermelés. 36. 359-366.

- Erdösi, F., Lehmann, A. 1984. A környezetváltás és hatásai. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Farkas, E., Lökös, L., Versegly, K. 1985. Lichens as indicators of air pollution in the Budapest agglomeration. *Acta Bot. Hung.* 31. 45-68.
- Fekete, A. 1989. Hazai talajok nem esszenciális (toxikus) mikroelem tartalma. *Agrokémia és Talajtan.* 38. 174-176.
- Fergusson, J.E. 1991. The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects. Pergamon Press. Oxford/New York/Seoul/Tokyo.
- Fraters, D., A.U.C.J. van Beurden 1993. Cadmium mobility and accumulation in soils of the European communities. Report N 481505005. Natd. Inst. Publ. Health and Envir. Protection. Bilthoven. The Netherlands.
- Fülek, Gy. 1987. Potassium supply in typical soils of Hungary. *Bull. Univ. Agric. Sci. Gödöllő.* 1. 113-119.
- Glass, A.D.M. 1989. Plant nutrition. An introduction to current concepts. Jones and Bartlett Publishers. Boston/Portola Valley.
- Grábner, E. 1956. Szántóföldi növénytermesztés. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Graham, F. 1970. Since Silent Spring. Fawcett World Library. New York.
- Groszman, M. et al. 1990. Vérólom és cink-protoporfirin vizsgálatok egy ólomhulladékot feldolgozó üzem környezetében élő lakosok, gyerekek és felnőttek körében. *Egészségtudomány.* 34. 308-326
- Gustavsson, J. 1989. Swedish Agriculture. An overview and some current problems. The extent of soil mapping. Kézirat. MTA TAKI. Budapest.
- Gustavsson, J. 1990. Regulation within environment and fertilizers. - Swedish development. In: Proceedings from Seminar. Rapport 51. 8-17. Stockholm.
- Györfy, B. 1975. Vetésforgó - Vetésváltás - Monokultúra. Agrártud. Közlem. 34. 61-81.
- Györfy, B. 1976. A kukorica termésére ható növénytermesztési tényezők értékelése. Agrártud. Közlem. 35. 239-266.
- Györi, D. 1975. A környezetvédelem talajtani vonatkozásai. Kézirat. BME Továbbképző Intézete. Budapest.
- Hakanson, L., Nilsson, A., Andersson, T. 1988. Mercury in fish in Swedish lakes. *Environmental Pollution.* 49. 145-162.
- Hall, G. 1973. Környezeti ártalmak és a kapitalizmus. Kossuth Könyvkiadó. Budapest.
- Harrach, T. 1992. Környezetvédelmi problémák a nyugat-európai mezőgazdaságban. A környezetet nem károsító gazdálkodás kritériumai. Kézirat. MTA TAKI. Budapest.
- Haynes, R.I. 1986. Mineral nitrogen in the plant-soil system. Academic Press. London.

- Hinesly, T.D., Hansen, L.G., Bray, J.D., Redborg, K.E. 1985. Transfer of ludge-borne cadmium through plants to chickens. *J.Agric. Food Chem.* 33. 173-180.
- Horváth, A., Bozsai, G., Szabados, M., Károlyi, E., Szabó, M. 1980. A talaj nehézfém szennyezettségének vizsgálata ólomkohó környezeti-tében. *Magyar Kémikusok Lapja.* XXXV. 135-140.
- Illésné, P.G., Varga, Áné 1992. A plazmaemissziós spektrofotometria alkalmazási lehetőségei a kőolaj iparban. *MOL Rt. Szakmai Tudományos Közl.* 2. 131-140.
- Jansson, S.L. 1971. Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. Elsevier Applied Science. London-New York.
- Jócsik, L. 1976. Környezetünk védelmében. Hazai feladatok és nemzetközi együttműködés. Közgazdasági és Jogi Könyvkiadó. Budapest.
- Jolánkai, G. 1979. The non-point sources of plant nutrients in the catchment area of Lake Balaton. Data survey, field study and modelling efforts. *VITUKI Közlemények.* 41-48.
- Juhász, Cs. 1991. Drénhatás vizsgálata a kiskörei víztározó térségében öntés réti talajon. Doktori értekezés. Debrecen.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. 1984. Trace elements in soil and plants. CRC Press. Inc. Boca Raton Florida.
- Kádár, I. 1980. Növényanalízis alkalmazása az agrokémiai szaktanácsadásban és kutatásban. *Agrokémia és Talajtan.* 29. 323-344.
- Kádár, I., Elek, É., Fekete, A. 1983. Összefüggés-vizsgálatok néhány talajtulajdonság, a műtrágyázás, valamint a növénytakaró jellemzői között. *Agrokémia és Talajtan.* 32. 57-76.
- Kádár, I., Elek, É. 1987-88. Összefüggés-vizsgálatok néhány talajtulajdonság, valamint a búza és a kukorica jellemzői között. *Agrokémia és Talajtan.* 36-37. 253-270.
- Kádár, I. 1988. Kevesebb műtrágyát! *Búvár.* 7. sz. 12.
- Kádár, I. 1989. Műtrágyázás az érvek keretében. *Búvár.* 8. sz. 36-37.
- Kádár, I. 1990. Jelentés a Svédországban tett tanulmányútról. Kézirat. MTA TAKI. Budapest.
- Kádár, I. 1991. A talajok és növények nehézfém tartalmának vizsgálata. Környezet- és természetvédelmi kutatások. Akaprint. Bpest.
- Kádár, I. 1992. A növénytráplálás alapelvei és módszerei. Akaprint. Budapest.
- Kádár, I. 1993. A kálium-ellátás helyzete Magyarországon. Akaprint. Budapest.
- Kádár, I., Koncz, J., Fekete, S. 1994. Monitoring of Cd, Hg, Mo, Pb and Se movement in soil/plant/animal system. Experimental studies. SECOTOX 3rd Regional Meeting. Balatonaliga. Kézirat. MTA TAKI. Budapest 8 p.
- Kecskeméti, V. 1992. Therapeutic implications of alterations in endogenous K concentrations for organ functions. In: Potassium in Ecosystems. 225-250. IPI 23rd Colloquium. Prague.

- Kékesi, O. 1982: Daganatos megbetegedések mikroepidemiológiája egy budapesti körzetben. Med. Univ. XV. 6. 289-295.
- Kékesi, O., Sárkány, E. 1991. Daganat és környezet. Zöld Jövő Környezetvédelmi Központ. Budapest.
- Kilényi, G. 1979. A környezetvédelem a jogalkotásban és a jogtudományi kutatásban. Magyar Tudomány. 2. 129-138.
- King, L.D. 1990. Sustainable soil fertility practices. In: Sustainable Agriculture in Temperate Zones. 144-177. Szerk: Francis, Ch.A. - Flora, C.B. - King, L.D. J. Wiley and Sons Inc. New York.
- Király Z. 1985. Balancing chemical and nonchemical methods to manage plant diseases, pests and weeds. Agrokémia és Talajtan. 34. Supplementum. 156-164.
- Kloke, A. 1980. Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitt. VDLUFA. H. 1. 9-11.
- Kovács, M., Tóth, L. 1979. A balatoni hínárok biogén-elem felhasználásáról. VITUKI Közlemények. 49-74.
- Kovács, M., Opauszky, I., Nyári, I., Klincsek, P. 1982. A biológiai indikátorok információ tartalmának felhasználása Budapest környezeti viszonyainak értékelésére. MTA Biol. Oszt. Közlem. 25. 421-426.
- Kovács, M., Nyári, I. 1984. Budapesti közterületek talajainak nehézfém-tartalma. Agrokémia és Talajtan. 33. 501-510.
- Kovács, E. (Szerk: 1986). Környezeti hatástanulmány a Metalloglobus Metallochemia Gyáregységére. Helyzetfeltárás, összefoglalás és javaslatok. Környezetvédelmi Intézet. Budapest. Kézirat.
- Kovács, M., Podani, J. 1986. Bioindication: a short review on the use of plants as indicators of heavy metals. Acta Biol. Hung. 37. 19-29.
- Kovács, M., Koltay, A., Kaszab, L., Tóth, S., Zsigmond, L. 1986. A levegőszennyeződés hatása Ajka város fáira. I. A fák levelének kémiai összetétele. Bot. Közlem. 73. 93-101.
- Körmendi, I. 1986. Az általános orvoslás gyakorlata. Medicina Kiadó. Budapest.
- Környezetvédelem és Kutatási Feladatok. (Szerk: Hepp, F. 1979). Magyar Tudomány (2)
- Kreutzer, K. 1983. Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität in der Forstwirtschaft. Arbeiten der DLG. 177. 69-82. DLG Verlag. Frankfurt/Main.
- Kreybig, L. 1955. Trágyázástan. A talajélőlények és növények okszerű táplálásának irányelvei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Kreybig, L. 1956. Az agrotechnika tényezői és irányelvei. Második bővített kiadás. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Kuntze, H. 1983. Zur Stickstoff Dynamic in Landwirtschaftlich Genutzten Böden. Arbeiten der DLG. 177. 25-37. DLG-Verlag. Frankfurt/Main.

- Lakanen, E., Erviö, R. 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123. 223-232.
- Láng, G. 1976. Szántóföldi növénytermesztés. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Láng, I., Csete, L., Harnos, Zs. 1983. A magyar mezőgazdaság agro-ökológiai potenciálja az ezredfordulón. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Láng, I. 1974. A környezetvédelem nemzetközi és hazai vonatkozásai. Egyetemi jegyzet. Gödöllő.
- Lásztity, B., Kádár, I. 1978. Adatok a feltöltő PK műtrágyázás vizsgálatához barna erdőtalajon. *Agrokémia és Talajtan.* 27. 119-129.
- Lendvai, Z., Avas, K. 1983. Tápanyagkilúgzás vizsgálata talajcsövezett területeken. *Melioráció - öntözés és tápanyaggazdálkodás.* 2. 48-52.
- Lisk, D.J. 1972. Trace metals in soils, plants and animals. *Adv. Agron.* 24. 267-325.
- Lund, L.J., Ryden, J.C., Miller, R.J., Loag, A.E., Bendixen, W.E. 1978. Nitrogen balances for the Santa Maria Valley. In: *Nat. Conf. on Management of Nitrogen in Irrig. Agric.* (Ed.: Pratt, P.F.) 395-413. Riverside, Calif. USA.
- Madas, A. 1985. Ésszerű környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban. (Iparosodó Mezőgazdaság sorozat) Közgazd. Kiadó. Budapest.
- Madas, A. 1985. Crop nutrient supply in a sustainable agriculture. *Agrokémia és Talajtan.* 34. Suppl. 165-169.
- Major, I. 1987. Mindennapi termőföldünk. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Marth, P. 1990. Talajvizsgálati oldószerek összehasonlító vizsgálata. Szakmérnöki diplomadolgozat. Kézirat. GATE Mezőgazd. Kar.
- Meadows, D., Meadows, D., Zahn, E., Milling, P. 1972. *The Limits to Growth.* Universe Book. New York.
- Mehlhorn, H. 1991. Einflussgrößen für Grundwasserbefruchtungen und daraus ableitbare Sanierungsstrategien. In: *Grundwasser-sanierung und Nitrat.* 109-122. Wasserwirtschaftliche Fachtage 1991. Sonderausgabe "Förderungsdienst".
- Mészáros, E., Várkonyi, T. 1979. A légszennyeződés helyzete Magyarországon. *Magyar Tudomány.* 2. 95-102.
- Mészáros, E. 1985. A légkör összetétele és az elemek biogeokémiai körforgalma. Akadémiai székfoglaló. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Mészáros, E., Molnár, Á., Horváth, Zs. 1993. A mikroelemek légköri ülepedése Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan.* 42. 229-242.
- Minyejev, V.G. 1988. *Agrokémia és környezetvédelem.* Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Molnár, Á., Mészáros, E., Bozó, L. 1993. Elemental composition of atmospheric aerosol particles under different conditions in Hungary. *Atm. Env.* 27.A. 2457-2461.

- Németh, T., Kovács, G.J., Kádár, I. 1987-1988. A NO_3 , SO_4 és a sóbemosódás vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletben. *Agro-kémia és Talajtan*. 36-37. 109-126.
- Nriagu, J.O. (Szerk: 1984) *Changing metal cycles and human health*. Springer Verlag. Berlin.
- Nriagu, J.O. 1989. A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*. 338. 47-49.
- Nychas, A. 1990. Fertilization and the environment. Legislative aspects in the EEC. In: *Fertilization and the Environment*. 1-10. (Szerk: Merck-Vereecken-Vlassak) Leuven Univ. Press.
- Nyíri, L., Karuczka, A. 1989. A melioratív nedvességszabályozási módok hatása az elvezetett vizek nitráttartalmára és dinamikájára. *DATE Tud. Közleményei*. 28. 453-462.
- Okigbo, B.N. 1991. Development of Sustainable Agricultural Production systems in Africa. Intern. Institute of Tropical Agriculture. Ibadan. Nigeria.
- Pais, I. 1991. Criteria of essentiality, beneficiality and toxicity. What is too little and too much? In: *Cycling of nutritive elements in geo- and biosphere*. 59-77. (Ed.: I. Pais). Proc. IGBP. Budapest.
- Peccei, A. 1984. Kezünkben a jövő. A Római Klub elnöke a világproblémákról. Gondolat. Budapest.
- Perényi, L. 1975. Elmúlt idők higiéniája. *Orvosi hetilap*. 116. (50) 2955-2958.
- Pescod, M.B. 1992. Wastewater treatment and use in agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper*. 47. Rome.
- Petrasovits, I. 1988. Az agrobiológia főbb kérdései. Akadémiai Kiadó. Budapest.
- Pimentel, D. 1973. Food production and the energy crisis. *Science* 182. 443-450.
- Pimentel, D., Pimentel, M. 1979. *Food, energy and society*. E. Arnold Publ. Ltd. London.
- Pratt, P.F. 1984. Nitrogen use and nitrate leaching in irrigated agriculture. Nitrogen in crop production. *ASA-CSSA-SSSA Publication*. 319-333. Madison. Wisc.
- Purves, D. 1985. Trace element contamination of the environment. Elsevier. Amsterdam/Oxford/New York/Tokyo.
- Resch, H.N., Walter, B. 1986. Einschränkung der Nitratverluste im Weinbau. In: *Bodenschutz mit der Landwirtschaft. Arbeiten der DLG*. 185. 114-126. DLG-Verlag. Frankfurt/Main.
- Rézhegyi, P., Heltai, Gy. 1984. A nitrogén kimosódásának vizsgálata liziméterekben N^{15} izotóp felhasználásával. *Melioráció - öntözés és tápanyaggazdálkodás*. 2. 53-55.
- Rohmann, U. 1986. Landwirtschaftsbedingte und landwirtschaftsunabhängige Stoffeinträge, wie einschränken? Grundwasserschutz vor überhöhten Nitratreinträgen aus der Sicht der Wasser-

- wirtschaft. In: Bodenschutz mit der Landwirtschaft. Arbeiten der LDL. 185. 92-104. DLG Verlag. Frankfurt/Main.
- Rusch, H.P. 1974. Bodenfruchtbarkeit. Eine Studie biologischen Denkens. Haug Verlag. Heidelberg.
- Salánki, J., Balogh, V.K., Berta, E. 1981. Nehézfémek koncentrációja balatoni állatokban. Hidrológiai Közlöny. 61. (12) 525-530.
- Salgó, Lné (Szerk: 1986). A 40 éves UNESCO és Magyarország. Kiadja a Magyar UNESCO Bizottság. Budapest.
- Sarkadi, J. 1975. A műtrágyigény becslésének módszerei. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Sárközi, P. 1986. Biogazdálkodás szántóföldön. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Sárközi, P. 1989. Pótolhatatlan termelőeszközünk a talaj. Műtrágyázás más szemszögből. Magyar Tudomány 1. 48-50.
- Semb, A. 1978. Deposition of trace elements from the atmosphere in Norway. Research report 13/78. SNSF-project. Norway.
- Shacklette, H.T., Boerngen, J.G. 1984. Element concentrations in soils and other surficial materials of the conterminous United States. U.S. Geol. Surv. Prof. Pap. 1270. Washington, D.C.
- 'Sigmond, E. 1904. Mezőgazdasági Chémia. Term.Tud. Társulat. Budapest.
- Sillanpää, M. 1982. Micronutrients and the nutrient status of soils: a global study. FAO Soils Bulletin. N. 48. Rome.
- Sillanpää, M. 1990. Micronutrient assessment at the country level: an international study. FAO Soils Bulletin. N. 63. Rome.
- Sillanpää, M., Jansson, H. 1992. Status of cadmium, lead, cobalt and selenium in soils and plants of thirty countries. FAO Soils Bulletin N. 65. Rome.
- Staub, H.A. 1983. Válaszút előtt a mezőgazdaság. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Staub, H.A. 1985. Western experience with the costs and benefits of organic agriculture. Agrokémia és Talajtan. 34. Suppl. 129-144.
- Stefanovits, P. (Szerk: 1977). Talajvédelem, környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Steiner, J., Bunyevác, J. 1981. Ivóvizek nitráttartalmának alakulása. Hidrológiai Közlöny. 61. (5) 193-200.
- Stout, B.A., Myers, C.A., Hurand, A., Faidley, L.W. 1979. Energy for World Agriculture. FAO Agriculture Series N.7. Rome.
- Szabó, I. 1986. Költségtakarékos üzemi műtrágyázási tapasztalatok vetésforgóban, a váli "Vajda János" termelőszövetkezetben. In: Jövedelmezőbb napraforgótermesztés. MÉM Mérnök- és Vezető-továbbképző Intézet. 133-150. Budapest.
- Szabó, I.M. 1986. Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Szabó, L. 1975. Környezetvédelem a Mezőgazdasági és Élelmezésügyi Minisztérium V. ötéves tervében. Mezőgazdasági Kiadó. Bpest.

- Szabó, L. 1983. Az intenzív búzatermelési rendszer környezetvédelmi problémái. Kandidátusi értekezés tézisei. MTA TMB. Budapest.
- Szabó, P. 1991. A talajok ólomszennyezettsége Nagytétény környékén. *Agrokémia és Talajtan*. 40. 297-302.
- Szabó, S.A. 1984. Radioaktivitási viszonyok a talaj-növény relációban. *Agrokémia és Talajtan*. 33. 594-606.
- Szabó, S.A. 1985. Radioökológia és környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó. Budapest.
- Szabolcs, I. 1975. A talajképződés anyag- és energiaforgalma. MTA X. Oszt. Közleményei. 8/3-4. 321-332.
- Szabolcs, I., Várallyay, Gy. 1978. A talaj termékenységét gátló tényezők Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan*. 27. 181-202.
- Szabuka, M. et al. 1980. A környezeti ólomszennyezés és a reprodukció. *Népegészségügy*. 61:45-51.
- Szemes, I. 1983. Magyarország homokterületeinek környezet- és természetvédelmi problémái. In: Tanulmányok a homokhasznosításról. 383-393. Westsik Vilmos tud. emlékülés. Nyíregyháza.
- Szécsi, Á., Kádár, I., Szántó, M. 1989. Endomikorrhiza gombák izolálása kukorica alól csernozjom talajon. *Agrokémia és Talajtan*. 38. 429-440.
- Szilágyi, M., Bokori, J., Fekete, S., Vetési, F., Albert, M., Kádár, I. 1994. Effects of long-term aluminium exposure on certain serum constituents in broiler chickens. *Eur. J. Clin. Chem. Clin Biochem*. 32. 485-486.
- Szuhay-Havas, E. 1978. Nimród és utódai. *Interpress Magazin*. 4. 31-33.
- Szűcs, L. 1965. A mészlepedékes csernozjomok osztályozásának továbbfejlesztése és alkalmazása. *Agrokémia és Talajtan*. 14. 153-170.
- Thamm, Fné 1987-88. Növényminták nitráttartalmának meghatározása. *Agrokémia és Talajtan*. 36-37. 323-337.
- Thamm, Fné 1990. Növényminták nitráttartalmának meghatározását befolyásoló tényezők vizsgálata. *Agrokémia és Talajtan*. 39. 191-206.
- Thyll, Sz. 1984. Síkvidéki kötött talajú területek talajcsövezésének új eredményei. In: Komplex melioráció. Georgikon Napok. 467-471. Keszthely.
- Todd, S. 1985. Ecologically based culture of foods: its systems and technologies. *Agrokémia és Talajtan*. 34. Suppl. 181-196.
- Tóth, A. 1984. A drénezés központi hatása. In: Komplex melioráció. Georgikon Napok. 535-544. Keszthely.
- Tóth, L. 1972. On the chemical composition of submerged aquatic plants in lake Balaton. *VITUKI Közleményei*. 2. 48-55.
- Tóth, L. 1972. A balatoni hínárok kémiai összetételéről. *VITUKI közleményei*. 2. 388-405.

- Tölgyesi, Gy. 1965. A vizi növények ásványi anyagai és tógazdasági jelentőségük. Halászat. 58. 114.
- Varga, P. et al. 1977. Az intenzív betegellátás elmélete és gyakorlata. Medicina Kiadó. Budapest.
- Várallyay, Gy. 1990. Environmental problems of soils and land use in Hungary. Proceedings from Seminar. Rapport. N.51. 129-168.
- Várkonyi, T. (Szerk: 1982). A levegőszennyeződés. Műszaki Könyvkiadó. Budapest.
- Vergilius, P.M. (i.e. 29). Georgica. Falun. In: Az antik róma. (Szerk: Salvani, I. és Caporalli, R. 1963). Corvina Kiadó. Budapest.
- Vester, F. 1982. Az életbenmaradás programja. Gondolat Kiadó. Budapest.
- Vester, F. 1972. Das Überlebensprogramm. Kindler Verlag. GmbH. München.
- Voisin, A. 1965. Fertilizer application. Soil, plant, animal. Crosby Lockwood. London.
- Walter, B., Resch, H.N. 1983. Stickstoffaustrag in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität im Weinbau. Arbeiten der DLG. 177. 114-120. DLG-Verlag. Frankfurt/Main.
- Wehrmann, J., Scharpf, H.C. 1983. Stickstoffaustrage in Abhängigkeit von Kulturart und Nutzungsintensität in Intensivkulturen. Arbeiten der DLG. 177. 95-113. DLG-Verlag. Frankfurt/Main.
- Westsik, V. 1965. Vetésforgó kísérletek homoktalajon. Akadémiai Kiadó. Budapest.

67. táblázat

Beküldött kistermelői örölt paprika minták, valamint az ismeretlen eredetű, mérgezést okozó "paprikaörlemény" ásványi összetétele (MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest)

Kistermelői paprika (Normál, egészséges)					Ismeretlen eredetű "paprikaörlemény" (Súlyos mérgezést okozó)		
Ásványi összetevők	1	2	3	Átlag	4	5	6
Minta száma	1	2	3	Átlag	4	5	6
mg/kg szárazanyagban kifejezve							
Pb Ólom	-	-	-	-	9030	16402	4384
Cr Króm	-	-	-	-	1092	1861	508
Ba Bárium	2.4	2.2	1.0	1.9	130	100	130
Sr Stroncium	5.0	8.3	2.6	5.3	3.3	2.6	2.4
B Bór	9.8	12.0	10.4	10.7	1.0	0.9	1.5
Cu Réz	9.7	9.7	14.0	11.1	4.1	3.5	3.3
Mn Mangán	11	14	8	11	15	14	18
Zn Cink	17	17	28	21	17	16	20
Al Alumínium	16	17	17	17	47	31	12
Fe Vas	81	110	79	90	144	98	48
Na Nátrium	157	213	235	202	49	57	38
Szárazanyag %-ában kifejezve							

Ca Kalcium	0.16	0.21	0.11	0.16	0.07
	0.08	0.05	0.07		
Mg Magnézium	0.17	0.20	0.21	0.19	0.07
	0.07	0.07	0.07		
S Kén	0.27	0.27	0.27	0.27	0.14
	0.14	0.14	0.14		
P Foszfor	0.43	0.45	0.43	0.44	0.20
	0.20	0.23	0.21		
K Kálium	2.25	2.54	2.86	2.55	0.46
	0.43	0.32	0.40		

Kimutathatósági határ alatt volt: As, Cd, Co, Hg, Mo, Ni, Se

1.sz.minta Kalocsa környéki, 2. sz. Paks környéki, 3. sz. Szabolcs megyei termelőtől származik.

4., 5., 6. sz. minta ismeretlen eredetű, Budapesten vásárolt anyag. Fogyasztói súlyosan megbetegedtek.

69. táblázat

A talajok mikroelem szennyeződésének mezőgazdasági forrásai, ppm (Kabata-Pendias és Pendias 1984)

Elem jele	Szennyvíz- iszapok műtrágyák	Foszfor műtrágyák trágya	Meszező- anyagok	N-	Istálló-
As	2 - 26	2 - 1200	0.1 - 24	2.2 - 120	3 - 25
B	15 - 1000	5 - 115	10	-	0.3 - 0.6
Ba	150 - 4000	200	150- 250	-	270
Be	4 - 13	-	1	-	-
Br	20 - 165	3 - 5	-	185 - 716	16 - 41
Cd	2 - 1500	0.1 - 170	0.04 - 0.1	0.05 - 8.5	0.3 - 0.8
Co	2 - 260	1 - 12	0.4 - 3	5.4 - 12	0.3 - 24
Cr	20 - 40600	66 - 245	10 - 15	3.2 - 19	5.2 - 55
Cu	50 - 3300	1 - 300	2 - 125	1 - 15	2 - 60
F	2 - 740	8500 - 38000	300	-	7
Hg	0.1 - 55	0.01 - 1.2	0.05	0.3 - 2.9	0.09 - 0.2
Mn	60 - 3900	40 - 2000	40 - 1200	-	30 - 550
Mo	1 - 40	0.1 - 60	0.1 - 15	1 - 7	0.05 - 3
Ni	16 - 5300	7 - 38	10 - 20	7 - 34	7.8 - 30
Pb	50 - 3000	7 - 225	20 - 1250	2 - 27	6.6 - 15
Rb	4 - 95	5	3	-	0.06
Se	2.9	0.5 - 25	0.08 - 0.1	-	2.4
Sn	40 - 700	3 - 19	0.5 - 4	1.4 - 16	3.8
Sr	40 - 360	25 - 500	610	-	80
Te	-	20 - 23	-	-	0.2
U	-	30 - 300	-	-	-
V	20 - 400	2 - 1600	20	-	-
Zn	700 - 49000	50 - 1450	10 - 450	1 - 42	15 - 250
Zr	5 - 90	50	20	-	5.5

Megjegyzés: Több szerző alapján összeállítva
táblázat

Magyarország geokémiai paraméterei, MÁFI, g/t

Ártéri üledékek 50-60 cm rétegének összetétele, n = 196
(Ódor, L. - Horváth, I. - Fügedi, U. 1995)*

Elem	Minimum	Átlag	Maximum	Normális	Emelkedett
Ag	0.2 alatt	0.2	1.3	0.2	0.3 - 0.5
As	2.5	13.0	505.1	5 - 14	14 - 30
B	1.7	8.9	30.2	6 - 11	11 - 18
Ba	13.6	105.2	414.0	85 - 175	175 - 220
Cd	0.5 alatt	0.6	12.5	0.5 - 3	3 - 5
Co	1.3	9.1	21.3	6 - 12	12 - 18
Cr	1.2	25.7	311.2	15 - 51	51 - 100
Cu	1.4	22.1	216.2	13 - 46	46 - 66
Hg	0.02 alatt	0.1	1.0	0.06 - 0.2	0.2 - 0.3
Li	3.8	16.0	38.3	8 - 20	20 - 35
Ni	2.2	23.2	56.2	12 - 27	27 - 43
Pb	1.5	18.9	218.3	10 - 30	30 - 60
Sr	12.2	83.2	566.0	60 - 160	160 - 280
Zn	4.0	78.6	900.5	30 - 120	120 - 300

* Magyarország geokémiai térképsorozata és a regionális környezeti terhelés.
MÁFI Geokémiai Főosztály

Megjegyzés: MÁFI analízis meleg királyvizes kioldással (Ag, Au, Ba, Hg, Li, Sr)
BFNTÁ analízis cc HNO₃ + cc H₂O₂ kioldással (As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)

67. táblázat (átdolgozott)

Beküldött kistermelői örölt paprika minták, valamint az ismeretlen eredetű, mérgezést okozó "paprikaörlemény" ásványi összetétele (MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest)

Elem jele	Egészséges kistermelői Ismeretlen eredetű mérgező "paprika"				paprika		
Minta száma	1	2	3	Átlag	4	5	6
	mg/kg szárazanyagban kifejezve						
Pb	-	-	-	-	9030	16402	4384
Cr	-	-	-	-	1092	1861	508
Ba	2.4	2.2	1.0	1.9	130	100	130
Sr	5.0	8.3	2.6	5.3	3.3	2.6	2.4
B	9.8	12.0	10.4	10.7	1.0	0.9	1.5

Cu	9.7	9.7	14.0	11.1	4.1	3.5	3.3
Mn	11	14	8	11	15	14	18
Zn	17	17	28	21	17	16	20
Al	16	17	17	17	47	31	12
Fe	81	110	79	90	144	98	48
Na	157	213	235	202	49	57	38
Száranyag %-ában kifejezve							
Ca	0.16	0.21	0.11	0.16	0.07		
	0.08	0.05	0.07				
Mg	0.17	0.20	0.21	0.19	0.07		
	0.07	0.07	0.07				
S	0.27	0.27	0.27	0.27	0.14		
	0.14	0.14	0.14				
P	0.43	0.45	0.43	0.44	0.20		
	0.20	0.23	0.21				
K	2.25	2.54	2.86	2.55	0.46		
	0.43	0.32	0.40				

Kimutathatósági határ alatt volt: As, Cd, Co, Hg, Mo, Ni, Se

1.sz.minta Kalocsa környéki, 2. sz. Paks környéki, 3. sz. Szabolcs megyei termelőtől származik.

4., 5., 6. sz. minta ismeretlen eredetű, Budapesten vásárolt anyag. Fogyasztói súlyosan megbetegedtek.



Könyvismertetés



Dr. KÁDÁR IMRE

A talaj-növény-állat-ember tápláléklánc szennyeződése kémiai elemekkel Magyarországon

E kiadvány célja, hogy tudományos igényű áttekintést nyújtson a környezetszennyező elemek forgalmáról, összefoglalja az e téren összegyűlt hazai és nemzetközi eredményeket közérthető formában. A tanulmány vizsgálja a szennyezések forrásait, az egyes elemek felhalmozódását a levegőben, vízben, talajban, növényben, tehát az ember környezetében. Ismerteti a szerző és munkatársai által végzett nagyszámú növény és állatkísérlet adatait. Hazánk környezeti állapotának bemutatásán túl utal az ásványi elemek hiánya vagy túlsúlya által okozott betegségekre és tünetekre, utalva ezzel a lakosság potenciális veszélyeztetettségére.

Dr. Kádár Imre és közvetlen munkatársai elsősorban a talajok és növények elemforgalma terén rendelkeznek több évtizedes kutatási tapasztalattal. Egyéb témákat illetően támaszkodtak ezért a hazai légkörfizikai, talajbiológiai, növénytudományi, élelmiszerkémiai, állatorvosi munkákra, ill. e tudományterületek jeles képviselőivel együttműködve dolgoztak. A szerző igyekezett rámutatni más országok és földrészek problémáira, ezzel is jelezve a környezetszennyezés egyetemességét és fontosságát az egész emberiség élete és jövője szempontjából. Minden esetben kitér a jelenségek történeti hátterére, valamint vizsgálja Magyarország helyzetét nemzetközi összehasonlításban.

A könyv 390 oldal terjedelmű, 20 fejezetet és több mint 200 eredeti táblázatot foglal magában. Főliázott borítóval készült. A hazai irodalomban egyedülálló munka jól informálhatja az érdeklődők széles táborát, hiszen a téma mindenkit érint. Felsőfokú oktatási intézményekben ajánlott tantárgyi kézikönyv, orientálhatja a kutatást, oktatást és szaktanácsadást. Stílusa olvasmányos és nyelve egyszerű, lehetőség szerint kerüli a szakszargont, hogy az átlagos olvasó számára is élvezetes maradjon.

MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, 1022. Budapest, Herman Ottó út 15.

Postacím: 1525. Budapest, Pf. 35. Tel. és fax: (06-1) 155 8491